

Universidade do Minho
Escola de Engenharia

Raquel Filipa Silva Gonçalves

**Análise das emissões difusas no Aterro
Sanitário do Vale do Lima e Baixo Cávado**



Universidade do Minho

Escola de Engenharia

Raquel Filipa Silva Gonçalves

**Análise das emissões difusas no Aterro
Sanitário do Vale do Lima e Baixo Cávado**

Dissertação de Mestrado
Mestrado Integrado em Engenharia Biológica
Ramo Tecnologia do Ambiente

Trabalho efetuado sob a orientação do
Professor Doutor João Peixoto
e da
Engenheira Joana Cunha

outubro de 2013

DECLARAÇÃO

Nome: Raquel Filipa Silva Gonçalves

Endereço eletrónico: raquelfsg@gmail.com

Número do Bilhete de Identidade: 13716410

Título da dissertação: Análise das emissões difusas no Aterro Sanitário do Vale do Lima e Baixo Cávado

Orientador no DEB: Professor Doutor João Peixoto

Orientador na Resulima: Engenheira Joana Cunha

Ano de conclusão: 2013

Designação do Mestrado: Mestrado Integrado em Engenharia Biológica – Ramo Ambiental

1. É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA DISSERTAÇÃO APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE;

Universidade do Minho, ___/___/_____

Assinatura:

Agradecimentos

O caminho da vida é talhado de etapas, umas mais fáceis outras mais difíceis de serem superadas, mas todas acompanhadas por mudanças que nos obrigam a sair da zona de conforto, aquela que nos permite sentir seguros, mas que nos limita a aprendizagem e o ser cidadão! E é precisamente nestes momentos de mudança que mais precisamos do apoio de quem nos é próximo e cuida para alimentar a nossa força de vencer! Agradeço assim a todos aqueles que estiveram, de uma forma direta ou indireta, presentes na realização desta dissertação e que me conferiram um ambiente propício a que a “mudança” fosse mais fácil.

Aos meus orientadores, o Professor Doutor João Peixoto, Professor Auxiliar do Departamento de Engenharia Biológica da Universidade do Minho, e a Engenheira Joana Cunha, responsável pelo Gabinete de Ambiente, Qualidade e Segurança da Resulima, pelo seu apoio, disponibilidade e conhecimentos transmitidos para a realização desta dissertação.

Ao Engenheiro Cardona, administrador da Resulima, pela simpatia e acolhimento na empresa e pelo interesse demonstrado pelo desenvolvimento do Projeto.

A todos os funcionários e colaboradores da Resulima, nomeadamente à Ana, Beatriz, Carina, Domingos, Elisabete, Sandrina, Lurdes, Sérgio, Marco, Morais, Couto, Engenheiro Francisco e Engenheiro Araújo, pelo seu apoio, amizade, disponibilidade e pela forma como me receberam e trataram durante o período de estágio.

À Marisa Passos e à Diana Nair pelo apoio prestado na formatação, comentários e sugestões.

Às minhas amigas do coração Teresa Conde, Marina Oliveira, Ana Teixeira, Sandrina Sampaio, Daniela, Marta e Rita Conde pelo apoio incondicional e paciência que tiveram neste período tão importante e desgastante, pelos risos que conseguiram de mim quando menos queria.

Por fim, e os mais importantes, os meus pais e irmão e o meu namorado, pelo apoio, paciência, alento e ajuda nos momentos menos bons, pela disponibilidade em quererem

ouvir mesmo quando não tinham percepção do significado do que dizia, e acima de tudo pela força que me deram sempre!

Resumo

O setor de resíduos, no qual se inserem os aterros sanitários, é uma das maiores fontes de emissões de gases com efeito de estufa. A captação de biogás para queima ou valorização energética é um método desenvolvido com o objetivo de diminuir tais emissões. A quantificação das emissões de metano é uma ferramenta para a avaliação da eficiência do sistema de captação. Trata-se de uma quantificação que pode ser feita indiretamente através do balanço entre a produção, a oxidação e a captação do CH₄ ou diretamente através da medição das emissões de CH₄ à superfície do aterro.

A presente tese tem como objetivos avaliar a forma como a temperatura e a humidade relativa do ar influenciam as emissões de CH₄ ao longo do tempo através do método de câmara fechada e a comparação do modelo teórico aplicado pela Empresa de Gestão de Resíduos Sólidos – Resulima – *LandGem*, com outro modelo teórico *IPCC Waste Model*.

Relativamente à medição das concentrações de CH₄ obteve-se uma maior concentração às 9:00 h com um valor de 40,8 % para uma temperatura de 20,1 °C e uma humidade relativa de 76 %, sendo que a menor concentração à mesma hora foi de 7,1 % para uma temperatura de 22,8 °C e uma humidade relativa de 50 %. Em relação aos modelos teóricos obteve-se uma estimativa de produção de CH₄ mais elevada para o modelo *LandGem* (4 771 t, 2010) do que no *IPCC Waste Model* (3 561 t, 2012). Quanto às emissões de CH₄, os resultados obtidos pelo *LandGem* variaram entre 735 t em 2010 e 1 043 t em 2011, enquanto no *IPCC Waste Model* variaram entre -647 t em 2010 e 38 t em 2012.

Globalmente os resultados apontam para algumas conclusões mais imediatas: as emissões difusas são significativamente influenciadas pelas condições meteorológicas, observando-se maior emissão para temperaturas mais elevadas e humidade relativa mais baixa e pela temperatura no interior da caixa. Analisando os modelos teóricos, e apesar dos valores negativos obtidos para o *IPCC Waste Model*, este é um modelo que permite obter uma estimativa das emissões de CH₄ que não difere significativamente do modelo *LandGem*, pelo que se adequam à caracterização do aterro em estudo, permitindo prever que as emissões difusas reais estarão entre os valores obtidos pelos dois modelos.

Palavras-chave: emissões difusas, método da câmara fechada, *LandGem*, *IPCC Waste Model*

Abstract

The waste sector, that incorporates landfills, is a major source of emissions of greenhouse gases. The capture of biogas for energy recovery or flaring is a method developed with the aim of reducing these emissions. The quantification of methane emissions is a tool for assessing the efficiency of the capture system. This quantification can be done indirectly through the balance between production, oxidation and capture of biogas or directly by measuring methane emissions from the landfill surface.

This thesis aims to evaluate how the temperature and relative humidity influence CH_4 emissions over time through the closed chamber method and the comparison of the theoretical model applied by the enterprise for Solid Waste Management – Resulima – LandGem with another theoretical model IPCC Waste Model.

Regarding the measurement of CH_4 concentration, a higher CH_4 concentration was obtained (40.8 %) at a temperature of 20.1 °C and a relative humidity of 76 %, and lower concentration (7.1 %) was obtained at the same time period of the day at a temperature of 22.8 °C and a relative humidity of 50 %. In relation to the theoretical models was obtained an estimate of CH_4 production higher for LandGem model (4 771 t, 2010) than IPCC Waste Model (3561 t, 2012). As for CH_4 emissions, results obtained from LandGEM ranged from 735 t in 2010 and 1 043 t in 2011, while by IPCC Waste Model ranged from -647 t in 2010 and 38 t in 2012.

In summary, it can be concluded that diffuse emissions are strongly influenced by weather conditions, those emissions were highest for higher temperature and lower relative humidity and by the temperature inside the chamber. Analyzing the theoretical models, and despite the negative values obtained for the IPCC Waste Model, this is a model which gives an estimation of CH_4 emissions which does not differ significantly from the LandGEM, so both fit the characteristics of the landfill under study, allowing to predict the actual diffuse emissions are between the values obtained by the two models.

Keywords: diffuse emissions, closed chamber method, LandGem, IPCC Waste Model

Índice

Agradecimentos	iii
Resumo	v
Abstract	vii
Índice de Figuras	xiii
Índice de Tabelas	xvii
Lista de Abreviaturas, Siglas e Acrónimos	xxi
1 Introdução.....	1
Contextualização do problema	1
Objetivos do trabalho.....	4
Descrição da empresa.....	5
2 Revisão Bibliográfica.....	11
Ciclo do carbono	11
Ciclo biológico do carbono	11
Ciclo geológico do carbono	12
Alterações climáticas.....	13
Efeito de Estufa	14
Protocolo de Quioto.....	17
Emissões de gases de efeito de estufa em Portugal	20
Resíduos	23
Aterro sanitário.....	24
Formação do biogás num aterro sanitário	25
Fatores que influenciam a produção de biogás.....	27
Potenciais impactes das emissões de biogás	29
Potenciais benefícios do biogás.....	30
Modelos de estimativa de emissões de metano.....	31

Capacidade potencial de formação de metano, L_0	31
Modelo de decaimento de primeira ordem	32
Modelo multifásico	33
Modelos de produção disponíveis.....	33
Métodos de medição de emissões	34
Método de câmara fechada	34
3 Metodologia.....	37
Medição das concentrações dos componentes presentes na caixa de amostragem.....	37
Condições meteorológicas	37
Cálculo das emissões difusas	37
LandGem	38
IPCC Waste Model.....	39
Análise estatística.....	41
4 Resultados e discussão.....	43
Evolução da concentração dos componentes presentes na caixa de amostragem ao longo do tempo	43
Influência dos parâmetros meteorológicos nas emissões difusas	46
LandGem vs IPCC Waste Model.....	54
5 Conclusões finais e perspectivas de trabalho futuro	57
Bibliografia.....	59
Anexos.....	63
Anexo I - Modelos de estimativa de emissões de metano.....	63
Anexo II - Métodos de medição de emissões	65
Medições do solo principal.....	65
Métodos micrometeorológicos	65
Métodos de balanço de massa.....	66

Dissertação em Engenharia Biológica

Medições com traçadores de pluma.....	68
Medições da pluma	69
Medições qualitativas das emissões	71
Anexo III - Folha obtida pelo programa PULSONIS com a temperatura e a humidade relativa instantâneas.....	72
Anexo IV - LandGem Model.....	73
Anexo V - IPCC Waste Model.....	74
Anexo VI - Caracterização dos resíduos de 2010 a 2012	76
Anexo VII – Análise estatística.....	78

Índice de Figuras

Figura 1. Vista aérea do Aterro Sanitário do Vale do Lima e Baixo Cávado (Resulima, 2013).	5
Figura 2. Representação esquemática do SMM (Resulima, 2013).	6
Figura 3. Representação esquemática do aterro sanitário (Resulima, 2013).	7
Figura 4. Esquema do ciclo global do carbono (Hayes, 2013).	11
Figura 5. Representação gráfica da evolução da concentração de CO ₂ entre 1960 e 2013. Curva de Keeling (Firmino, 2013).	14
Figura 6. Esquema do efeito de estufa (Regina, 2011).	15
Figura 7. Evolução global das emissões de CO ₂ entre 1900 e 2008 (EPA, 2013).	16
Figura 8. Representação gráfica das emissões de CO ₂ produzidas por cada país/comunidade através da queima dos combustíveis fósseis e outras atividades industriais, em 2008 (EPA, 2013).	17
Figura 9. Limites de emissão de GEE impostos a cada Membro da Comunidade Europeia no período 2008-2012, em relação a 1990 (CAC, 2011).	19
Figura 10. Evolução das emissões nacionais de gases de efeito de estufa (sem LULUCF) (Vilão <i>et al.</i> , 2010).	21
Figura 11. Emissões de gases de efeito de estufa por setor em 2011 em Portugal (Canaveira <i>et al.</i> , 2013).	21
Figura 12. Emissões de gases de efeito de estufa (Canaveira <i>et al.</i> , 2013).	22
Figura 13. Alteração das emissões dos gases de efeito de estufa no período entre 1990 e 2011 (Canaveira <i>et al.</i> , 2013).	22
Figura 14. Fontes de emissão de CH ₄ em 2011 (Canaveira <i>et al.</i> , 2013).	23
Figura 15. Representação esquemática de um aterro sanitário (Global Methane Initiative, 2012).	25
Figura 16. Representação gráfica da produção dos componentes do biogás em relação ao tempo (Mendes <i>et al.</i> , 2007).	26

Figura 17. Evolução da concentração de CH ₄ presente na caixa ao longo do dia.....	43
Figura 18. Evolução da concentração de CO ₂ presente na caixa ao longo do dia.....	44
Figura 19. Evolução da concentração de O ₂ presente na caixa ao longo do dia.	44
Figura 20. Evolução da concentração de N ₂ presente na caixa ao longo do dia.	44
Figura 21. Evolução da concentração dos componentes presentes na caixa, CH ₄ , CO ₂ , O ₂ e N ₂ , entre as 9:00 h e as 17:00 h, com variações de temperatura exterior e humidade relativa entre 20,1 °C e 23 °C e 61 % e 77 %.	45
Figura 22. Resultados análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação da concentração dos componentes CH ₄ , CO ₂ , O ₂ e N ₂ , presentes na caixa de amostragem, em função do tempo (horas, semanas e meses).	47
Figura 23. Variação da concentração de CH ₄ , temperatura exterior e humidade relativa entre as 9:00 h e as 17:00 h durante um dia típico, com variações de temperatura exterior e humidade relativa entre 20,1 °C e 23 °C e 61 % e 77 %.	48
Figura 24. Variação da concentração de CH ₄ , temperatura exterior e humidade relativa entre as 9:00 h e as 17:00 h durante um dia atípico, com variações de temperatura exterior e humidade relativa entre 24,2 °C e 29,1 °C e 24 % e 35 %.	48
Figura 25. Variação da concentração de CH ₄ temperatura exterior e humidade relativa ao longo de um dia da semana 5 de amostragem.	49
Figura 26. Resultados da análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação da concentração de CH ₄ em função à temperatura no interior da caixa de amostragem ao longo do tempo. O parâmetro temperatura (interna da caixa) foi transformado numa variável categórica, isto é, os valores da temperatura registados foram agrupados em “classes de temperatura” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim o intervalo “up 25” enquadra todos os valores > 25 °C, o “up 35”, > 35 °C e “up 40”, > 40 °C. “Temp caixa” é a variável categórica correspondente à temperatura no interior da caixa de amostragem.....	51
Figura 27. Resultados da análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação da concentração de CH ₄ em função das amplitudes térmicas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem ao longo do tempo. O parâmetro amplitude térmica foi transformado numa variável	

categorica, isto é, os valores da temperatura externa foram subtraídos aos valores de temperatura registados no interior da caixa de amostragem e agrupados em “classes de amplitude térmica” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim o intervalo “up 5” enquadra todos os valores ≥ 5 °C, “up 10”, ≥ 10 °C e “up 15”, ≥ 15 °C. “dif Temps” é a variável categorica correspondente às diferenças de temperaturas registadas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem.52

Figura 28. Resultados da análise *ANOVA nested-design* para a variação da concentração dos componentes CH₄, CO₂, O₂ e N₂, presentes na caixa de amostragem em função da temperatura exterior, ao longo do dia. O parâmetro temperatura foi transformado numa variável categorica, isto é, os valores da temperatura registados foram agrupados em “classes de temperatura” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim, o intervalo “up 15” enquadra todos os valores ≥ 15 °C, “up 20”, ≥ 20 °C e “up 25”, ≥ 25 °C. “Temp ex” é a variável categorica correspondente à temperatura no exterior da caixa de amostragem.....53

Figura 29. Resultados da análise *ANOVA nested-design* para a variação dos componentes CH₄, CO₂, O₂ e N₂ presentes na caixa de amostragem em função da humidade relativa exterior ao longo do dia. O parâmetro humidade relativa foi transformado numa variável categorica, isto é, os valores da humidade relativa registados foram agrupados em “classes de humidade relativa” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim, o intervalo “up 20” enquadra todos os valores ≥ 20 %, “up 50”, ≥ 50 % e “up 80” ≥ 80 %. “HR” é a variável categorica correspondente à humidade relativa no exterior da caixa de amostragem.54

Figura A2.1. Métodos micrometeorológicos (Oonk, 2010).65

Figura A2.2. Método de balanço de massa 2D (Oonk, 2010).66

Figura A2.3. Método de balanço de massa 1D (Oonk, 2010).67

Figura A3.1. Folha obtida pelo programa PULSONIC com a temperatura (°C) e a humidade relativa (%) instantâneas.72

Figura A4.1. Folha de cálculo do *LandGem*.73

Figura A5.1. Folha de cálculo do *IPCC Waste Model*.74

Figura A6.1. Representação gráfica da caracterização dos resíduos de 2010.76

Figura A6.2. Representação gráfica da caracterização dos resíduos de 2011.77

Figura A6.3. Representação gráfica da caracterização dos resíduos de 2012.77

Índice de Tabelas

Tabela 1. População residente, área e densidade populacional dos municípios do Sistema Multimunicipal do Vale do Lima e Baixo Cávado	5
Tabela 2. Massa de resíduos rececionados para valorização, relativamente a 2012.....	10
Tabela 3. Massa de resíduos rececionados para aterro, relativamente a 2012	10
Tabela 4. Composição média do biogás do aterro à entrada da CVEB, relativamente a 2012.	10
Tabela 5. Potencial de aquecimento global para um período de 100 anos.....	16
Tabela 6. Limites de emissão de GEE decretados para cada uma das Partes pertencentes ao Anexo I do Protocolo de Quioto no período entre 2008 e 2012, relativamente a 1990 ..	18
Tabela 7. Dados sobre a temperatura no interior e exterior da caixa de amostragem registados entre as 09:00 h e as 17:00 h e sobre a temperatura exterior registada entre as 18:00 h e as 09:00 h, período anterior ao diurno associado	50
Tabela 8. Valores de CH ₄ recuperado medido pela Resulima, e de produção e emissão de CH ₄ obtido pela estimativa através dos modelos LandGem e IPCC Waste Model, entre 2010 e 2012	56
Tabela A4.1. Valores dos parâmetros introduzidos no modelo em cada ano de fecho	73
Tabela A5.1. Valores da população, dos resíduos industriais, dos resíduos depositados, do <i>per capita</i> e do CH ₄ recuperado que foram introduzidos no <i>IPCC Waste Model</i>	75
Tabela A7.1. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do CH ₄ em função do tempo (horas, semanas e meses)	78
Tabela A7.2. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do CO ₂ em função do tempo (horas, semanas e meses)	78
Tabela A7.3. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do O ₂ em função do tempo (horas, semanas e meses)	78

Tabela A7.4. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do N ₂ em função do tempo (horas, semanas e meses)	79
Tabela A7.5. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do CH ₄ em função da temperatura exterior ao longo do dia	79
Tabela A7.6. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do CO ₂ em função da temperatura exterior ao longo do dia	79
Tabela A7.7. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do O ₂ em função da temperatura exterior ao longo do dia	80
Tabela A7.8. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do N ₂ em função da temperatura exterior ao longo do dia	80
Tabela A7.9. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do CH ₄ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia	81
Tabela A7.10. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do CO ₂ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia	81
Tabela A7.11. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do O ₂ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia	82
Tabela A7.12. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e <i>p-value</i> obtidos na análise <i>ANOVA nested-design</i> para a variação do N ₂ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia	82

Tabela A7.13. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função da temperatura no interior da caixa de amostragem ao longo do tempo83

Tabela A7.14. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função das amplitudes térmicas obtidas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem ao longo do tempo.....83

Lista de Abreviaturas, Siglas e Acrónimos

UNFCCC – *United Nations Framework Convention on Climate Change*

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

GEE – Gás(es) de efeito de estufa

CO_{2e} – Dióxido de carbono equivalente

SMM – Sistema Multimunicipal

EGF – Empresa Geral de Fomento

RU – Resíduos urbanos

REU – Resíduos equiparados a urbanos

REEE – Resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos

OAU – Óleos alimentares usados

ETAL – Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes

CVEB – Centro de Valorização Energética de Biogás

SIRAPA - Sistema Integrado de Registo da Agência Portuguesa do Ambiente

RCD – Resíduos de construção ou demolição

PAG – Potencial de Aquecimento Global

PNAC – Programa Nacional para as Alterações Climáticas

PNALÉ II – Plano Nacional de Atribuição de Licenças de Emissão

FPC – Fundo Português do Carbono

ENAAC – Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas

RNBC – Roteiro Nacional de Baixo Carbono

L₀ – Capacidade potencial de formação de metano (ton/ton resíduo)

F – Fração de metano presente no biogás (fração volúmica)

DOC – Concentração de carbono orgânico (ton C/ton resíduo)

DOC_i – Fator que descreve a componente de DOC que é convertido em último

W – Quantidade de resíduo depositado (ton)

k – Constante da taxa de biodegradação (ano^{-1})

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

CH_{4e} – Emissão de metano (kg/ano)

$[\text{CH}_4]$ – Concentração de metano (g/m^3)

[Traçador] – Concentração de traçador (g/m^3)

FID – *Flame Ionization Detector*

TDL – *Tunable Diode Laser*

QCL – *Quantum Cascade Laser*

OFCEAS – *Optical Feedback Cavity Enhance Absorption Spectroscopy*

1 Introdução

Contextualização do problema

Atualmente, as alterações climáticas são uma preocupação a nível mundial. O aumento das temperaturas médias, a mudança dos padrões de precipitação, o degelo dos glaciares e a subida do nível médio do mar estão entre as alterações mais investigadas entre a comunidade científica, sobretudo pela tendência em se tornarem mais frequentes e intensas, afetando a natureza, a economia e a saúde a nível global (EEA, 2013). Supõe-se que o principal responsável destas alterações é o aumento das concentrações dos gases de efeito de estufa na atmosfera, causado pelas atividades humanas. Nos últimos 150 anos a temperatura global subiu cerca de 0,8 °C e prevê-se que continue a aumentar, o que pode acarretar consequências nefastas para o planeta. Caso este aumento ultrapasse os 2 °C relativamente às temperaturas registadas na época pré-industrial, aumenta em larga escala o risco de ocorrência de alterações perigosas nos sistemas humano e natural à escala global (EEA, 2013).

A Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas (UNFCCC) tem como objetivo limitar o aumento da temperatura média global a um valor inferior a 2 °C em relação às temperaturas registadas na época pré-industrial. Para isso é necessário que as emissões mundiais de gases de efeito de estufa estabilizem na presente década e que até 2050 diminuam 50 % em relação aos níveis de 1990. A União Europeia apoia uma redução entre 80 % e 95 %, face aos níveis registados em 1990, das suas emissões de gases de efeito de estufa até 2050 (EEA, 2013).

No sentido de implementar um plano de ação internacional para minimizar as causas e efeitos associados do acréscimo da temperatura média global vários documentos oficiais foram produzidos. O Protocolo de Quioto foi o primeiro tratado jurídico internacional com o objetivo de limitar as emissões quantificadas de gases de efeito de estufa dos países desenvolvidos e tem como base os princípios da Convenção-Quadro de Alterações Climáticas (APA, 2013).

O documento foi aprovado a 11 de dezembro de 1997 no Japão e entrou em vigor a 16 de fevereiro de 2005, quando 55 Partes da UNFCCC, o que corresponde a 55 % das emissões totais de gases de efeito de estufa em 1990 das Partes incluídas no Anexo I do Protocolo de Quioto, colocaram em prática os seus instrumentos de ratificação, aceitação, aprovação ou

adesão. Este é, atualmente, praticado por 192 Partes da UNFCCC, sendo estas 191 países e 1 organização de integração económica regional (UNFCCC, 2013).

No primeiro período deste acordo, entre 2008 e 2012, estabeleceu-se a redução de 5% das emissões de gases de efeito de estufa por parte de 37 países industrializados e a Comunidade Europeia. Este compromisso foi prolongado por mais 8 anos, de 2013 a 2020, período no qual as Partes se comprometeram a reduzir 18 % das emissões em relação aos níveis registados em 1990 (UNFCCC, 2013). Para o período entre 2013 e 2020, a Comunidade Europeia comprometeu-se a reduzir pelo menos 20 % das emissões de GEE, em relação a 1990. Conforme a Decisão CE n.º 406/2009, de 23 de abril, que define a partilha de esforços entre os Estados Membros, Portugal deverá limitar o aumento das emissões de GEE dos setores não abrangidos pelo Comércio Europeu de licenças de emissão em 1 %, em relação a 2005. De forma a cumprir com os objetivos nacionais relativos às alterações climáticas, Portugal criou as seguintes ferramentas (APA *et al.*, 2012):

- Roteiro Nacional de Baixo Carbono (RNBC);
- Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC 2020);
- Plano Setoriais de Baixo Carbono.

Entre 1970 e 2004, as emissões de gases de efeito de estufa a nível global aumentaram drasticamente, isto é, de 28,7 Gt CO₂e para 49 Gt CO₂e, sendo as emissões de CO₂ a maior fonte em que observou-se um aumento de 80 % neste período e em 2004 representava cerca de 77 % das emissões antropogénicas totais de gases de efeito de estufa (Rogner *et al.*, 2007). Em 2011, estimou-se que Portugal produziu cerca de 70,3 Mt CO₂e de emissões totais de gases de efeito de estufa sem contabilizar as emissões produzidas no uso do solo e das florestas, verificando-se 16 % superiores aos dados relativos a 1990. As principais fontes de emissões são o setor da energia, com 69,5 %, e o setor dos resíduos, com 11,8 %, verificando-se um aumento de 38 % neste último setor, em relação a 1990, devido, principalmente, ao aumento da quantidade de resíduos gerados e da sua deposição em aterros (Canaveira *et al.*, 2013).

O metano é o segundo gás de efeito de estufa mais importante, representando cerca de 17,8 % das emissões nacionais na base de CO₂e, sendo o CO₂ o gás mais importante, com 73,3 %. As principais fontes de emissão de metano são os sistemas biológicos, como a decomposição de resíduos e animais; sistemas de tratamento de águas residuais ou

fermentação no trato intestinal dos animais; a combustão incompleta dos combustíveis fósseis; a queima de biomassa e a distribuição de gás natural e de petróleo (Canaveira *et al.*, 2013).

Os resíduos são produzidos em todas as atividades de consumo e de produção realizadas pela sociedade, as quais têm como fontes de matérias-primas e energia os recursos naturais. Na impossibilidade de reaproveitamento dos produtos produzidos, retornam ao meio ambiente como resíduos e emissões constituindo os desperdícios das mesmas atividades (Ferrão *et al.*, 2011).

A relação entre o consumo de recursos e a produção de resíduos está dependente de inúmeros fatores, entre eles: a estrutura da economia, a dimensão da população, os padrões de produção e consumo e os padrões de reutilização e reciclagem (Ferrão *et al.*, 2011).

Conforme as estimativas do Eurostat, em 2008, a União Europeia produziu cerca de 2 652 Mt de resíduos, apresentando uma produção anual média *per capita* de resíduos de 5,3 t a nível europeu. Para o mesmo ano, segundo dados da APA e do INE, estima-se que Portugal tenha produzido, aproximadamente, 36,7 Mt de resíduos, o que significa uma capitação nacional de produção anual de resíduos de 3,4 t (Ferrão *et al.*, 2011). Relativamente a 2009, estima-se que Portugal tenha produzido cerca de 28,8 Mt de resíduos. Destes resíduos, 45,4 % foram depositados em aterro, 7,1 % foram sujeitos a outros processos de eliminação, 5,8 % foram valorizados energeticamente e 41,7 % foram sujeitos a outros de processos de valorização, nomeadamente, a reciclagem e a valorização orgânica (Ferrão *et al.*, 2011).

O aterro sanitário é um destino final para os resíduos no qual estes são confinados num local ambientalmente isolado, onde se degradam naturalmente. A degradação dos produtos produzidos pelas inúmeras atividades humanas produz emissões, lixiviados e biogás, que devem ser recolhidos e tratados de forma a minimizar o impacto ambiental (UNEP, 2005).

O biogás é produzido a partir da decomposição dos resíduos orgânicos colocados no aterro, o qual é constituído, predominantemente, por CH₄ e CO₂ e, por isso, deve ser capturado e queimado ou recuperado para produção de energia. Quando capturado o CH₄ é convertido em CO₂ apresentando um potencial de aquecimento global 25 vezes menor, tal quantidade convertida em CO₂ não entra no balanço final, pois é considerado proveniente da biomassa (EPE, 2010).

Os aterros sanitários contribuem com cerca de 2 % dos gases de efeito de estufa totais emitidos, principalmente, devido às emissões difusas que não sendo captadas, devem ser medidas (EPE, 2010). A determinação das emissões difusas pode ser feita através do cálculo indireto por recurso a modelos teóricos que utiliza a equação de balanço de massa entre a produção, a recuperação e a oxidação do biogás, ou por medição direta das emissões na superfície do aterro.

A quantidade de emissões difusas de um aterro é normalmente calculada a partir de modelos teóricos através da estimativa da produção de biogás dentro do aterro. Porém, estes modelos necessitam de vários parâmetros específicos de cada aterro, a fim de conseguir resultados mais próximos da realidade, que nem sempre estão disponíveis. Para além disso, as emissões difusas estão dependentes de vários fatores que não são considerados nos modelos teóricos, tendo por isso erros associados. Os modelos existentes são *IPCC Waste Model*, *TNO model*, *GasSim*, *LandGem*, *Afvalzorg model*, *French E-PRTR model* e *Calmin*, entre outros (Oonk, 2010). No caso da empresa de acolhimento do presente estágio curricular, a Resulima, o modelo aplicado é o *LandGem*, o modelo aprovado pela USEPA.

No que se refere aos métodos de medição das emissões difusas de forma direta destacam-se os seguintes: medições do solo principal, método de câmara fechada, métodos micrometeorológicos, métodos de balanço de massa, medições com traçadores de pluma, medições da pluma e medição qualitativa das emissões. Também estes métodos estão sujeitos a erros de medição, sobretudo pela significativa variabilidade espacial e temporal das emissões (Oonk, 2010). Assim, é importante fazer uma comparação entre os resultados do modelo teórico utilizado e os resultados de medições diretas em diferentes locais do aterro, de forma a conseguir adaptar o modelo teórico o mais especificamente possível ao aterro e ter uma noção mais real da eficiência do sistema de recolha do biogás. Para além disso, é também necessário ter conhecimento dos fatores que influenciam as emissões difusas e qual a sua influência.

Objetivos do trabalho

O presente trabalho teve como objetivos os seguintes pontos:

- Análise da influência de parâmetros meteorológicos nas emissões difusas produzidas pela Resulima;
- Comparação entre os resultados obtidos pelo modelo utilizado pela Resulima e os

resultados obtidos por outro modelo teórico.

Descrição da empresa

A *RESULIMA – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.*, constituída através do Decreto-Lei 114/96 de 5 de agosto, é a concessionária do Sistema Multimunicipal (SMM) de triagem, recolha seletiva, valorização e tratamento de resíduos sólidos urbanos do Vale do Lima e Baixo Cávado, englobando os municípios de Arcos de Valdevez, Barcelos, Esposende, Ponte da Barca, Ponte de Lima e Viana do Castelo. Os referidos e a Empresa Geral de Fomento (EGF) são os acionistas da RESULIMA.

O SMM abrange uma área total de 1 742,9 km², que serve 321 776 habitantes, de acordo com os dados dos censos 2011 de 20/11/12, Tabela 1.



Figura 1. Vista aérea do Aterro Sanitário do Vale do Lima e Baixo Cávado (Resulima, 2013).

Tabela 1. População residente, área e densidade populacional dos municípios do Sistema Multimunicipal do Vale do Lima e Baixo Cávado

Concelho	População (n^o habitantes)	A/km²	Densidade populacional (habitantes/km²)
Arcos de Valdevez	22 847	447,6	51,0
Barcelos	120 391	378,9	317,7
Esposende	34 254	95,4	359,1
Ponte da Barca	12 061	182,1	66,2
Ponte de Lima	43 498	320,3	135,8
Viana do Castelo	88 725	318,6	278,5
total/média	321 776	1 742,9	184,6

Em 2012, a Resulima recebeu cerca de 127 719,48 t de resíduos, das quais 116 644 t, cerca de 91 %, foram depositadas no aterro e 11 075 t, os restantes 9 %, foram recebidos para valorização.



Figura 2. Representação esquemática do SMM (Resulima, 2013).

Integram a constituição da empresa, Figura 2:

- ✓ um aterro sanitário, situado em Vila Fria;
- ✓ dois ecocentros, situados em Vila Fria e Arcos de Valdevez;
- ✓ uma estação de triagem, situada em Vila Fria;
- ✓ uma plataforma para receção de pneus usados, situada em Vila Fria;
- ✓ uma plataforma para receção de óleos alimentares usados, situada em Vila Fria;
- ✓ duas plataformas para a receção de resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos, situadas em Vila Fria e Arcos de Valdevez;
- ✓ uma estação de transferência, situada em Arcos de Valdevez (ETAV);
- ✓ 948 ecopontos distribuídos pelos seis municípios;
- ✓ a central de valorização energética de biogás, situada em Vila Fria.

O aterro sanitário tem uma capacidade de encaixe de 1 650 000 m³ estimado, inicialmente, com um tempo de vida útil de 11 anos. Este possui os seguintes sistemas de proteção ambiental ativos/passivos:

- sistema de impermeabilização de fundo e taludes da célula;
- sistema de drenagem, captação e tratamento de lixiviados;
- sistema de drenagem, captação e valorização energética/tratamento de biogás.

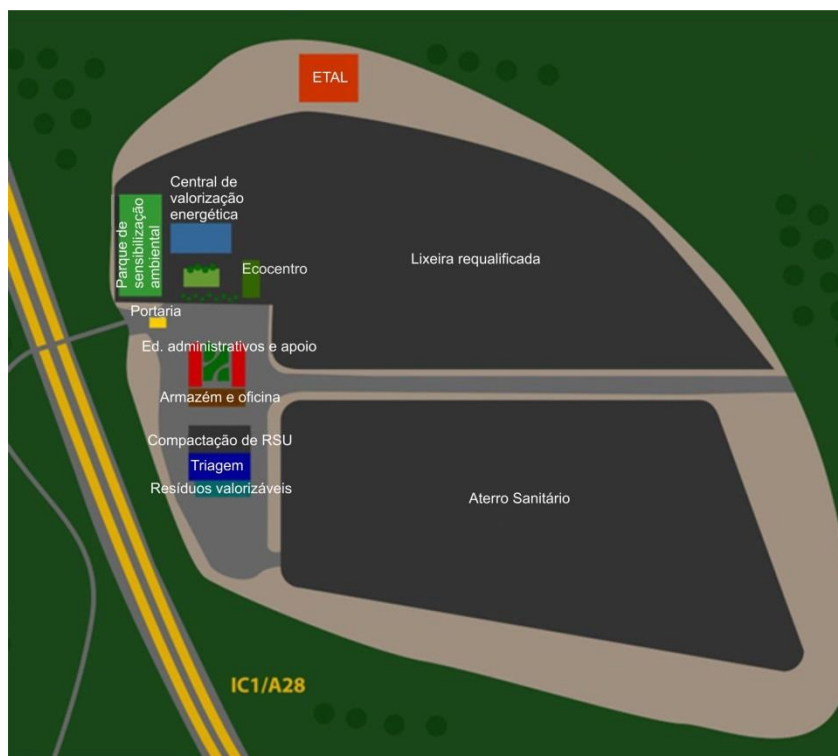


Figura 3. Representação esquemática do aterro sanitário (Resulima, 2013).

De forma a assegurar um bom funcionamento, o aterro sanitário é vedado em toda a sua periferia e composto pelas seguintes instalações de apoio, Figura 3:

- portaria;
- balança de pesagem;
- edifício de recepção/administrativo/técnico;
- armazém, oficina e fossa de manutenção;
- sistema de lavagem de rodados;
- reservatório subterrâneo de 15 000 L para armazenamento de gasóleo; reservatório superficial de 3 000 L de biodiesel e posto de abastecimento;

- unidade de prensagem e enfardamento de resíduos urbanos, com dois fossos laterais;
- prensa enfardadora de papel, cartão e embalagens plásticas;
- prensa enfardadora de embalagens metálicas;
- ecocentro para armazenamento de resíduos de grandes dimensões;
- central de triagem, com áreas de armazenamento;
- plataformas de armazenamento de vidro a granel;
- plataformas específicas para pré-tratamento, triagem e/ou armazenamento temporário de sucata, pilhas e acumuladores usados, pneus, resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos e óleos alimentares usados;
- sistemas de neutralização de odores;
- estação de tratamento de águas lixiviantes (ETAL);
- laboratório de autocontrolo;
- central de valorização energética de biogás (CVEB), constituída por dois motogeradores;
- um queimador de biogás, de apoio à CVEB;

Os RU recolhidos indiferenciadamente e os resíduos equiparados a urbanos são pesados, identificados e, posteriormente, encaminhados, diretamente, para a frente de trabalho, onde são compactados através de um compactador do tipo pés-de-carneiro, de 26 t de peso. Em alternativa, os resíduos podem ser encaminhados para a unidade de prensagem e enfardamento, uma unidade impermeabilizada, coberta e provida de sistemas de proteção ambiental. Aqui os resíduos são descarregados num tapete horizontal e elevados por um tapete vertical para uma câmara de compactação, onde são prensados e cintados com uma fita de polietileno de alta densidade em fardos de forma cúbica, com um volume equivalente a 1,5 m³ e uma densidade aproximada de 1,1 t/m³. Posteriormente, estes fardos são carregados através de uma pá-carregadora de rodas e encaminhados em camiões adaptados à circulação sobre os resíduos para a célula onde são empilhados numa frente de trabalho diária limitada.

O transporte dos RU até ao aterro sanitário é efetuado por viaturas municipais no caso dos municípios de Esposende, Barcelos, Viana do Castelo e uma parte do município de Ponte de Lima, ou por viaturas de transferências de resíduos pertencentes à Resulima, desde a ETAV até ao aterro sanitário, no caso dos municípios de Arcos de Valdevez, Ponte da Barca e a outra parte

do município de Ponte de Lima. Os REU são transportados pelos próprios produtores ou transportadores, devidamente licenciados para o efeito.

Os resíduos de fluxos específicos/especiais e os resíduos de embalagem valorizáveis são recolhidos seletivamente por viaturas próprias da Resulima nos ecopontos ou são entregues voluntariamente nos ecocentros ou plataformas licenciadas. Posteriormente, são encaminhados para a central de triagem ou para uma das plataformas de pré-tratamento, triagem e/ou armazenamento temporário existentes nas instalações para serem enviados para um operador ou retomador licenciado.

A Resulima possui ainda uma rede de recolha supramunicipal de OAU formada por vários oleões e duas viaturas, devidamente equipadas para a sua recolha. Após serem recolhidos em garrafas de plástico politereftalato de etileno, os OAU são abertos e separados em duas frações PET e OAU através de um equipamento especial licenciado para o efeito. Os OAU resultantes ficam em *stock* num local apropriado até serem encaminhados para valorização por um operador licenciado. O PET resultante, assim como outros resíduos “contaminantes”, seguem, se possível, para os diferentes fluxos existentes na instalação e destino adequado, preferencialmente valorização, caso contrário seguem para tratamento/eliminação.

O Aterro Sanitário do Vale do Lima e Baixo Cávado recebe ainda resíduos da construção ou demolição (RCD) inertes para cobertura temporária ou definitiva dos resíduos e consolidação dos caminhos de acesso no interior da célula de deposição, nos termos da LA 50/2007.

Nas Tabelas 2 e 3 apresenta-se a síntese relativa aos resíduos rececionados nas instalações da Resulima, destinados a aterro e para valorização, de acordo com os dados introduzidos no Sistema Integrado de Registo da Agência Portuguesa do Ambiente, relativamente ao ano de 2012.

A Resulima possui uma central de valorização energética de biogás constituída por 2 motogeradores com uma capacidade de 1 200 kW e 800 kW e um queimador de apoio com uma capacidade (caudal normal) de 1 000 Nm³/h. O volume de biogás tratado em 2012 foi de 8 725 678 m³, em que 8 238 046 m³ foram transformados em energia elétrica pelos dois motogeradores e 487 632 m³ foram queimados no queimador de apoio, com uma composição média qualitativa conforme se pode observar na Tabela 4. A energia injetada na rede elétrica nacional pela CVEB foi de, aproximadamente, 15,37 GWh, relativamente a 2012.

Tabela 2. Massa de resíduos rececionados para valorização, relativamente a 2012

Tipologia	m/kg
Monstros metálicos	5 080
Resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos (REEE)	34 400
RCD (terras limpas e outros inertes autorizados pela LA)	1 060 960
Pneus	243 140
Plásticos duros	8 140
Pilhas e acumuladores usados	4 250
Óleos alimentares usados (OAU)	17 530
Recolha seletiva de embalagens	10 479 060
Ecocentro – vidro	19 580
Ecocentro – embalagens de plástico/metal	43 840
Ecocentro – papel/cartão	220 400
Total	12 136 380

Tabela 3. Massa de resíduos rececionados para aterro, relativamente a 2012

Tipologia	m/kg
RU – Recolha indiferenciada	113 130 360
RU – Monstros	1 174 520
RU – Limpeza de ruas	726 740
RU – Resíduos equiparados a urbanos	1 239 740
Material rejeitado de Central de Triagem	372 700
Total	116 644 060

Tabela 4. Composição média do biogás do aterro à entrada da CVEB, relativamente a 2012.

Equipamento	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	N ₂ (%)	H ₂ S (cm ³ /m ³)	Caudal (m ³ /s)
Motogeradores						937,85
Queimador	58,1	41,8	0,0	0,1	222,75	55,51

(Resulima, 2012)

2 Revisão Bibliográfica

Ciclo do carbono

O carbono (C) é o quarto elemento mais abundante no Universo, depois do hidrogénio, do hélio e do oxigénio, e o segundo elemento que está presente em maior quantidade na constituição dos organismos vivos. Um desequilíbrio no ciclo do carbono pode causar graves problemas ambientais, tais como aqueles que se enfrenta atualmente com as “Alterações Climáticas” (Peixoto, 2005; Nasa, 2013).

O ciclo do carbono integra uma via geológica, com uma escala temporal de milhões de anos, e uma via biológica, com uma escala temporal de dias a milhares de anos, Figura 4 (Nasa, 2013).

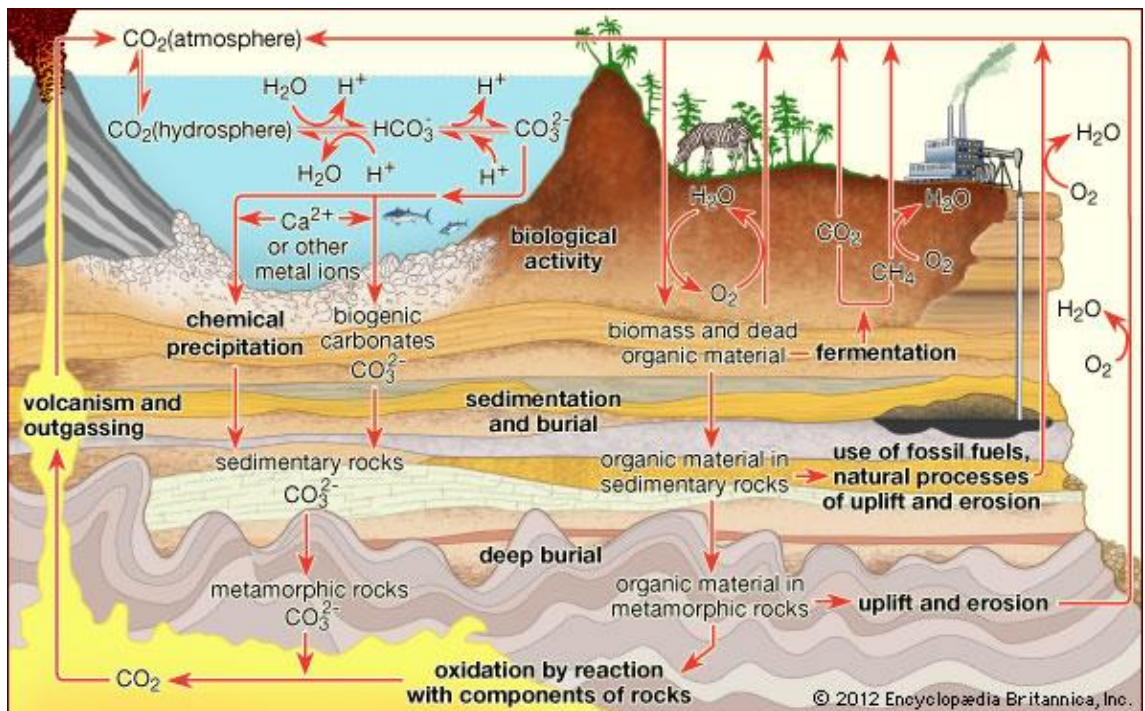


Figura 4. Esquema do ciclo global do carbono (Hayes, 2013).

Ciclo biológico do carbono

Os processos de fotossíntese e de respiração celular medeiam as trocas de carbono entre a atmosfera ou a hidrosfera e a biosfera.

Pela fotossíntese, o calor solar é absorvido por organelos celulares especializados presentes em seres autotróficos, por exemplo plantas e fitoplâncton e o CO_2 é captado para a produção de compostos orgânicos e O_2 (Nasa, 2013).

Os seres heterotróficos consomem os compostos resultantes da fotossíntese através da respiração celular, para a sua manutenção e crescimento. O processo produz energia que é utilizada pelos seres vivos, libertando CO_2 que regressa ao ambiente (Nasa, 2013).

A degradação de matéria orgânica por microrganismos decompositores produz também carbono, na forma de CO_2 ou CH_4 no caso de ocorrer em condições anaeróbias (Hayes, 2013).

A quantidade de carbono libertada para a atmosfera através do ciclo biológico a cada ano é 1000 vezes maior do que a quantidade libertada através do ciclo geológico (Nasa, 2013).

Ciclo geológico do carbono

O CO_2 reage com a água formando ácido carbónico, crucial nas reações de erosão, uma vez que vai dissolvendo lentamente as rochas expostas à precipitação presentes na superfície terrestre. Nestas reações ocorre formação de iões de bicarbonato, HCO_3^- , e de carbonato, CO_3^{2-} , que são lixiviados para o oceano. Estes iões podem unir-se com os iões de cálcio, Ca^{2+} , formando carbonato de cálcio CaCO_3 (Hayes, 2013).

O CO_2 dissolvido na água tanto pode ser libertado para a atmosfera como manter-se dissolvido na água, em qualquer dos casos este pode entrar no ciclo biológico e ser transformado em matéria orgânica (Hayes, 2013).

Nos oceanos, uma parte do carbono que é absorvida pelo fitoplâncton - plantas marinhas microscópicas que formam a base da cadeia alimentar marinha - é utilizado para fazer conchas de carbonato de cálcio (CaCO_3), que se depositam no fundo do oceano e depois de morrerem formam sedimentos, que incorporam, por vezes, o material rochoso da crosta. Com a deslocação das placas tectónicas, o carbono presente na crosta terrestre pode regressar à atmosfera através do vulcanismo e da exposição das rochas à erosão (Hayes, 2013; Nasa, 2013).

A fotossíntese e a respiração celular também desempenham um papel importante no ciclo geológico do carbono, sobretudo a longo prazo, uma vez que a presença de vegetação terrestre

melhora a resistência do solo, conduzindo a uma lenta captação de CO₂ da atmosfera (Nasa, 2013).

O ciclo do carbono parece ser relativamente estável ao longo do tempo geológico, havendo um equilíbrio entre o carbono terrestre e o mesmo elemento integrado na atmosfera, contribuindo para regular a temperatura do planeta de modo relativamente estável (Nasa, 2013).

Alterações climáticas

As alterações climáticas estão entre as ameaças ambientais mais preocupantes do século XXI a nível global, o que se justifica pelo forte impacto nos ecossistemas naturais, afetando a biodiversidade e as atividades humanas dependentes dos mesmos, a saúde humana e a economia global (Peixoto, 2005).

Uma mudança climática define-se por um desvio entre os valores de longo prazo de alguns parâmetros, no mínimo 100 anos, e os valores médios num determinado período de tempo, algumas décadas (Peixoto, 2005).

Apesar de se verificarem alterações climáticas ao longo dos milhares de anos, a grande preocupação baseia-se em estudos científicos que verificaram uma grande aceleração no último século apresentarem uma tendência crescente caso não se atue em sentido contrário (Frutuoso *et al.*, 2009).

Os principais responsáveis por esta aceleração são essencialmente os gases de efeito de estufa que, devido às diversas atividades humanas, aumentaram drasticamente em concentração nas últimas décadas (Frutuoso *et al.*, 2009).

Nos últimos 150 anos registou-se um aumento de temperatura média mundial de 0,8 °C, e, aproximadamente, 1 °C na Europa. Desde que há registo instrumental da temperatura da superfície global, data de 1850, os anos compreendidos entre 1995 e 2006 representam os anos mais quentes (EEA, 2011).

O Plano Intergovernamental para as Alterações Climáticas prevê um aumento entre 1,8 °C e 4 °C da temperatura média global até 2100, verificando-se um aumento superior a 2 °C face às temperaturas registadas na época pré-industrial (1970). Caso este aumento venha a acontecer, podem ocorrer alterações irreversíveis e catastróficas (EEA, 2011).

No período compreendido entre 1750 e 2005, a concentração atmosférica de CO₂ aumentou de 280 cm³/m³ para 380 cm³/m³. Este aumento deveu-se, principalmente, à queima de combustíveis fósseis, à desflorestação e outras mudanças na utilização e gestão das terras, como a produção agrícola e conversão de pastagens para cultura (Denman *et al.*, 2007).

As concentrações de CH₄ sofreram também um rápido aumento, de 700 mm³/m³ para 1 775 mm³/m³, devido principalmente à queima de combustíveis, aos aterros sanitários, ao tratamento de resíduos, às zonas húmidas, arrozais e ruminantes (Denman *et al.*, 2007).

Devido ao aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, os oceanos têm absorvido cada vez mais CO₂, o que leva a uma acidificação das águas, o que pode causar a dissolução de carbonatos de corais, algas e conchas e o desequilíbrio do ecossistema (Peixoto, 2005).

Na Figura 5 observa-se um aumento significativo da concentração de CO₂ ao longo do tempo, com novo recorde em 2013, de 399,54 cm³/m³.

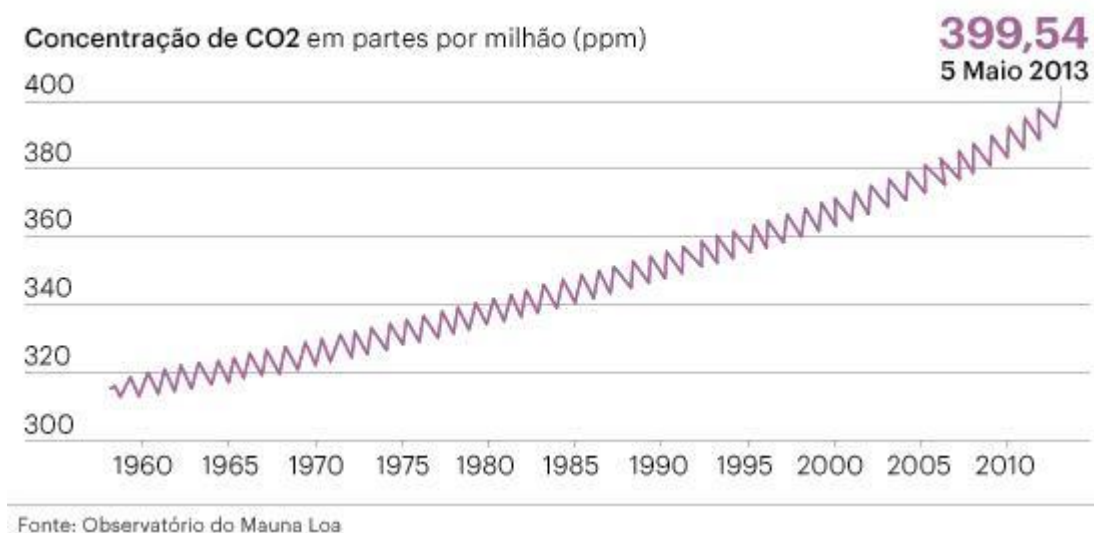


Figura 5. Representação gráfica da evolução da concentração de CO₂ entre 1960 e 2013. Curva de Keeling (Firmino, 2013).

Efeito de Estufa

O efeito de estufa é um fenómeno natural muito importante para a vida na Terra.

A energia solar que chega ao planeta através da radiação visível e UV é, em parte, diretamente refletida para o espaço, sendo que a restante é absorvida pela superfície terrestre e pelos oceanos. Por sua vez a energia absorvida é novamente emitida para o espaço sob a forma de radiação infravermelha, contudo parte desta é impedida pelos gases atmosféricos, originando

um ligeiro aumento da temperatura global, mantendo-a num valor compatível com a vida terrestre, Figura 6 (Peixoto, 2005; Ministério do Meio Ambiente, 2013).

O aumento gradual da concentração dos gases de efeitos de estufa, nomeadamente o CO_2 , tem como consequência uma absorção excessiva de radiação IV, levando a um aumento da temperatura global acima dos valores normais, contribuindo para o fenómeno do aquecimento global (Peixoto, 2005).

A concentração de CO_2 está continuamente a aumentar e, caso este aumento se mantenha é previsível que esta concentração duplique até 2050 e que a temperatura global aumente entre 2°C a 5°C . Algumas das principais consequências do fenómeno referido são (Peixoto, 2005):

- ✓ a subida do nível do mar;
- ✓ a redução da precipitação;
- ✓ o aumento da desertificação;
- ✓ a generalização duma crise de fome no mundo;
- ✓ a extinção de espécies que habitam ecossistemas aquáticos.

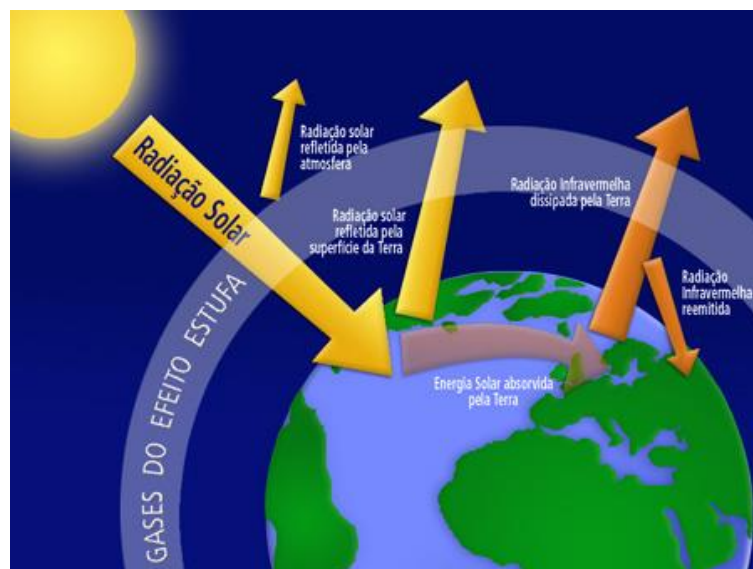


Figura 6. Esquema do efeito de estufa (Regina, 2011).

Os principais gases de efeito de estufa são o CO_2 , o CH_4 , o óxido nitroso - N_2O , os hidrofluorcarbonetos - HFC, os perfluorcarbonetos - PFC, o ozono troposférico - O_3 , e o hexafluoreto de enxofre - SF_6 . Tratam-se de compostos emitidos praticamente em todas as

atividades antropogénicas, nomeadamente na agricultura, através da preparação da terra para o cultivo, da aplicação de fertilizantes e da pecuária, no transporte, devido ao uso dos combustíveis fósseis, como o gás natural e a gasolina, nos resíduos sólidos, pelos métodos e procedimentos de processamento e deposição, nas florestas, devido à desflorestação e à queima, na indústria através dos processos de produção (Frutuoso *et al.*, 2009; Ministério do Meio Ambiente, 2013).

O potencial de aquecimento global – PAG, consiste na comparação da capacidade que um determinado gás tem em reter o calor na atmosfera durante determinado período de tempo em relação ao gás de referência, neste caso o CO₂. Este parâmetro permite apresentar todos os dados dos GEE em termos de CO₂ equivalente (CO₂e), Tabela 5 (Peixoto, 2005).

Tabela 5. Potencial de aquecimento global para um período de 100 anos

GEE	PAG
CO ₂	1 ¹
CH ₄	25 ²
N ₂ O	298 ²
HFC	150 - 11 700 ¹
PFC	6 500 - 9 200 ¹
SF ₆	23 900 ¹

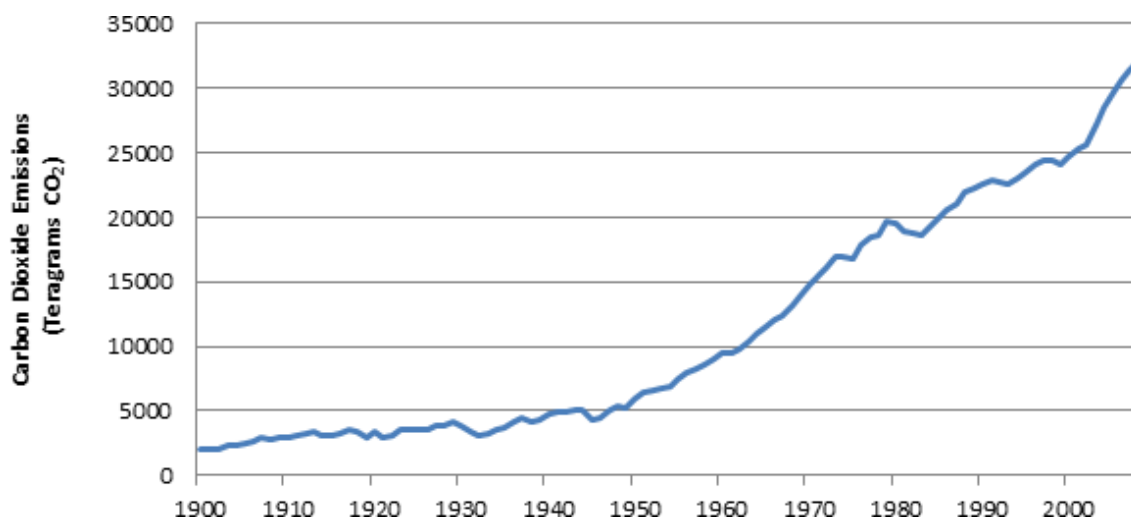


Figura 7. Evolução global das emissões de CO₂ entre 1900 e 2008 (EPA, 2013).

¹ (Canaveira *et al.*, 2013).

² (United Nations Environment Programme, 2010).

Na Figura 7 é possível verificar que ao longo do tempo há um aumento das emissões de CO₂ devido, essencialmente, à queima de combustíveis. Em 2008 atingiram-se valores de cerca de 32 Gt de CO₂, 16 vezes superiores ao registado em 1900 (EPA, 2013).

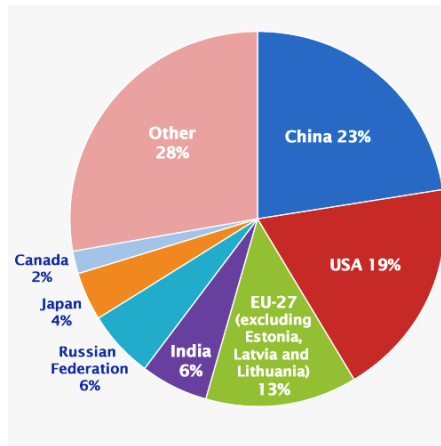


Figura 8. Representação gráfica das emissões de CO₂ produzidas por cada país/comunidade através da queima dos combustíveis fósseis e outras atividades industriais, em 2008 (EPA, 2013).

Em 2008, os principais países/comunidade emissores de CO₂ foram a China, EU, União Europeia, Índia, Federação da Rússia, Japão e Canadá, sendo que China e EU registaram os valores mais elevados, Figura 8 (EPA, 2013).

Protocolo de Quioto

O Protocolo de Quioto foi o primeiro tratado jurídico internacional com o objetivo de limitar as emissões quantificadas de gases de efeito de estufa dos países desenvolvidos. Tem como base os princípios da Convenção-Quadro de Alterações Climáticas, C-QAC (APA, 2013).

O protocolo foi aprovado a 11 de dezembro de 1997 no Japão e entrou em vigor a 16 de fevereiro de 2005, quando 55 Partes da UNFCCC, correspondentes a 55 % das emissões totais de gases de efeito de estufa em 1990 das Partes incluídas no Anexo I do Protocolo de Quioto, colocaram em prática os seus instrumentos de ratificação, aceitação, aprovação ou adesão.

Atualmente, o Protocolo de Quioto é praticado por 192 Partes da UNFCCC, sendo 191 países e 1 organização de integração económica regional. O acordo referia a obrigatoriedade de, durante o período entre 2008 e 2012, 37 países industrializados e a Comunidade Europeia

reduzissem 5 % das emissões de gases de efeito de estufa relativamente aos níveis registados em 1990. Recentemente, o compromisso foi prolongado por mais um período, em que as partes se comprometeram a reduzir 18 % das emissões abaixo dos níveis de 1990 durante os próximos 8 anos, 2013 a 2020 (UNFCCC, 2013).

Na Tabela 6 são apresentadas as metas a atingir no período entre 2008 e 2012, pelas Partes pertencentes ao Anexo I do Protocolo de Quioto na redução das emissões de GEE (UNFCCC, 2008).

Tabela 6. Limites de emissão de GEE decretados para cada uma das Partes pertencentes ao Anexo I do Protocolo de Quioto no período entre 2008 e 2012, relativamente a 1990

Partes	Limite de emissão, relativamente a 1990 (%)
EU-15	-8
Estados Unidos	-7
Canadá, Japão, Hungria, Polónia	-6
Croácia	-5
Nova Zelândia, Rússia, Ucrânia	0
Noruega	+1
Austrália	+8
Islândia	+10

O Protocolo de Quioto estabeleceu no primeiro período, que a Comunidade Europeia teria que reduzir 8 % das emissões de gases de efeito de estufa em relação às registadas em 1990. Mediante o acordo de partilha de responsabilidades a nível comunitário, Portugal poderia aumentar 27 % das suas emissões, relativamente a 1990, não podendo ultrapassar os 381,94 milhões de t de CO₂ equivalente (Mt CO₂e), cerca de 76,39 Mt CO₂e por ano. Para o cumprimento dos objetivos nacionais em relação às alterações climáticas foram criados os seguintes instrumentos fundamentais (APA *et al.*, 2012):

- **Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC)** – agrupa um conjunto de políticas e medidas de implementação setorial para a redução de emissões de GEE;

- **Plano Nacional de Atribuição de Licenças de Emissão (PNALE II)** – elucida sobre quais as condições a que as instalações abrangidas pelo Comércio Europeu de Licenças de Emissão (CELE) ficam sujeitas;
- **Fundo Português de Carbono (FPC)** – consiste num instrumento financeiro do Estado para investimentos no mercado do carbono, de forma a assegurar o cumprimento das metas nacionais em relação ao Protocolo de Quioto. Apoia ainda projetos nacionais de redução de emissões;
- **Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas (ENAAAC)** – tem como objetivos: informação e conhecimento; participar, sensibilizar e divulgar; reduzir a vulnerabilidade e aumentar a capacidade de resposta; cooperar a nível internacional.

Na Figura 9 estão representados os limites de emissão de GEE estabelecidos para cada Estado Membro da Comunidade Europeia para o período entre 2008 e 2012, em relação a 1990 (CAC, 2011).



Figura 9. Limites de emissão de GEE impostos a cada Membro da Comunidade Europeia no período 2008-2012, em relação a 1990 (CAC, 2011).

Para o período entre 2013 e 2020, a Comunidade Europeia comprometeu-se a reduzir pelo menos 20 % das emissões de GEE, em relação a 1990. Segundo a Decisão CE n.º 406/2009 de 23 de abril, que define a partilha de esforços entre os Estados Membros, Portugal deverá limitar o aumento das emissões de GEE dos setores não abrangidos pelo Comércio Europeu de Licenças de Emissão em 1 %, em relação a 2005 (APA *et al.*, 2012).

Para o cumprimento das metas nacionais a que se propuseram para o período pós-2012, Portugal criou os seguintes instrumentos (APA *et al.*, 2012):

- **Roteiro Nacional de Baixo Carbono (RNBC)** – determina as trajetórias de redução de emissões custo-eficiente e as políticas associadas, considerando a colaboração nacional para o objetivo comunitário estabelecido para 2050;
- **Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC 2020)** – agrupa as políticas, medidas e instrumentos necessários de forma a cumprir com a redução anual de emissões de GEE para os setores não incluídos no Comércio Europeu de Licenças de Emissão, a prever as responsabilidades setoriais, o financiamento e os mecanismos de monitorização e controlo.
- **Planos Sectoriais de Baixo Carbono** – que devem ser realizados por cada um dos ministérios nas suas áreas de competência.

Emissões de gases de efeito de estufa em Portugal

A temperatura média de Portugal tem vindo a aumentar cerca 0,45 °C por década, desde a década de 70. Este aumento de temperatura tem sido acompanhado por um aumento da frequência de dias muito quentes e uma diminuição na frequência de dias muito frios (Canaveira *et al.*, 2013).

A partir da data em que assinou o Protocolo de Quioto, Portugal tem vindo a desenvolver vários esforços para cumprir com as metas estabelecidas já referidas anteriormente (Canaveira *et al.*, 2013).

Em 2011, as emissões totais de gases de efeito de estufa, sem a contabilização das emissões de alteração do uso do solo e florestas, foram estimadas em cerca de 70,3 Mt CO₂e, representando um aumento de 16,8 % comparado com os valores de 1990, Figura 10.

A principal fonte de emissão de gases de efeito de estufa é o setor da energia, com 69,5 % das emissões totais, sendo que os resíduos são a segunda maior fonte de emissão de gases de efeito de estufa, com 11,8 %, verificando-se um aumento de 19 % e 38 %, respetivamente, em relação a 1990. O aumento das emissões no setor de resíduos deve-se, essencialmente, ao aumento da quantidade de resíduos gerados e da sua deposição em aterros. No setor da energia, os principais responsáveis são os transportes e as indústrias de energia, representando

25,1 % e 23,6 %, respetivamente, indicando uma forte dependência dos combustíveis fósseis, Figura 11 (Canaveira *et al.*, 2013).

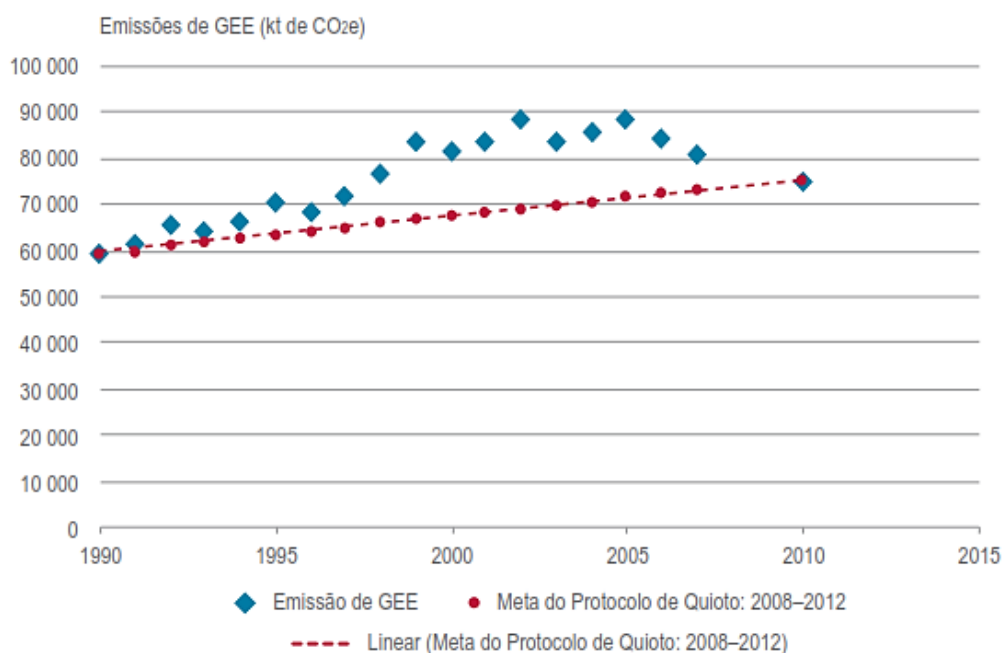


Figura 10. Evolução das emissões nacionais de gases de efeito de estufa (sem LULUCF) (Vilão *et al.*, 2010).

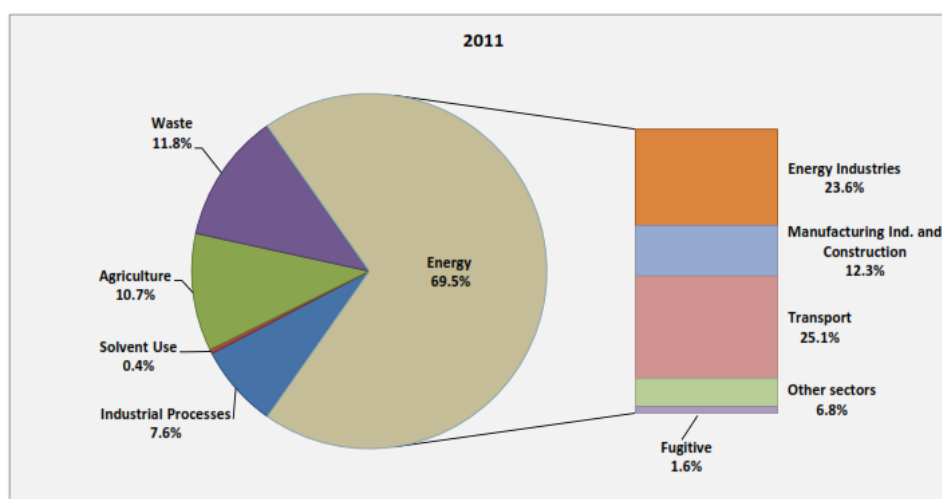


Figura 11. Emissões de gases de efeito de estufa por setor em 2011 em Portugal (Canaveira *et al.*, 2013).

Durante o período entre 1990 e 2011, a produção de energia através de combustíveis fósseis, como o carvão, o petróleo e o gás natural, representou cerca de 83 % da energia primária consumida, sendo que os restantes 17 % correspondem a energias renováveis.

Contudo, nos últimos anos a situação tem vindo a alterar-se, com um aumento progressivo da utilização de energias renováveis (Canaveira et al., 2013).

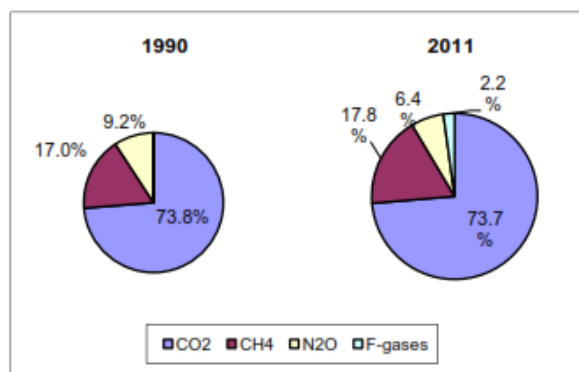


Figura 12. Emissões de gases de efeito de estufa (Canaveira *et al.*, 2013).

A Figura 12 mostra que, no período entre 1990 e 2011, o principal gás de efeito de estufa foi o CO₂, representando cerca de 73,3 % das emissões nacionais na base de CO₂ equivalente em 2011, sendo o segundo mais importante o CH₄, representando 17,8 %. No entanto, o CH₄ foi o gás com maior aumento de emissão, com 21,4 %. O N₂O foi o único gás em que se verificou uma redução de cerca 19,3 %, Figura 13 (Canaveira et al., 2013).

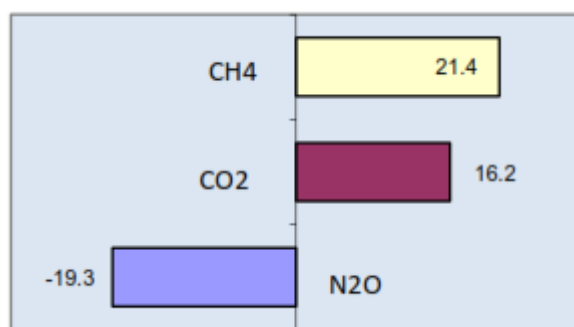


Figura 13. Alteração das emissões dos gases de efeito de estufa no período entre 1990 e 2011 (Canaveira *et al.*, 2013).

O CH₄ é produzido sobretudo através de sistemas biológicos de decomposição anaeróbia de matéria orgânica, tais como decomposição de resíduos e animais, sistemas de tratamento de águas residuais ou fermentação no trato intestinal nos animais. Outras fontes também responsáveis são a distribuição de gás natural e petróleo, a combustão incompleta dos combustíveis fósseis e a queima de biomassa, Figura 14 (Canaveira et al., 2013).

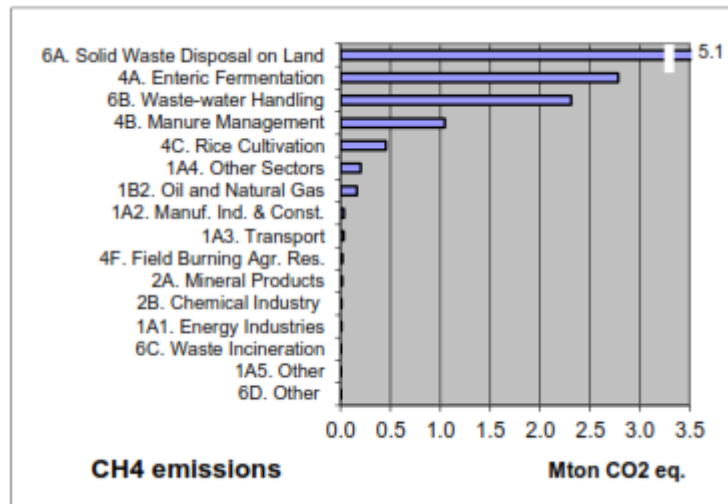


Figura 14. Fontes de emissão de CH₄ em 2011 (Canaveira *et al.*, 2013).

Resíduos

Entende-se por resíduo, todos os materiais resultantes das atividades humanas dos quais o seu detentor se pretende desfazer podendo ser proveniente das indústrias, do comércio e das residências. Estas atividades são sustentadas por recursos naturais, matérias-primas e energia que, mais cedo ou mais tarde, caso não sejam reaproveitados retornam para o ambiente sob a forma de resíduos ou emissões que constituem os desperdícios das referidas atividades (Ferrão *et al.*, 2011).

Existe uma relação muito estreita entre o consumo de matérias-primas e a produção de resíduos, uma vez que a interação entre os recursos e os resíduos depende de vários fatores, como a estrutura de economia, a dimensão da população, os padrões de produção e consumo e os padrões de reutilização e reciclagem (Ferrão *et al.*, 2011).

O resultado direto do aumento do consumismo é a produção excessiva de resíduos sólidos que se tem tornado, cada vez mais, num problema ambiental. Apenas em duas décadas, a quantidade de resíduos produzidos pelos seres humanos duplicou, sendo as indústrias de construção e demolição, a atividade mineira, petrolífera, têxtil e siderúrgica, as centrais de geração de energia, os transportes, a indústria automóvel, a exploração florestal e consumidoras de madeiras, os principais produtores de resíduos (Peixoto, 2005).

O setor dos resíduos tem como principal objetivo recolher, tratar e recuperar os resíduos das atividades antropogénicas da forma mais eficaz possível, para assim limitar os seus impactes no ambiente. Contudo as entidades responsáveis pelo “fim de vida” dos produtos

geram impactos ambientais, que são causados na sua maioria pelos resíduos recebidos. Assim, uma das principais questões é a determinação da responsabilidade pelo impacto causado, tanto durante a fase de recolha e transporte, como no tratamento e nas atividades de gestão que emitam gases de efeito de estufa (EPE, 2010).

Este setor está sujeito a uma regulamentação de monitorização bastante restrita no que respeita a impactos ambientais. Desta forma, as emissões produzidas pelas unidades de tratamento e descargas devem ser registadas com a maior precisão possível (EPE, 2010).

Contudo a monitorização das emissões de gases de efeito de estufa apresenta, atualmente, uma elevada incerteza devido a vários fatores, de que se destacam: um grande número de atividades de tratamento de resíduos consiste em processos complexos, nomeadamente processos biológicos, em que é muito difícil quantificar as emissões de GEE com a mesma precisão como noutros processos industriais; os processos de gestão de resíduos são interdependentes; variabilidade e heterogeneidade da composição dos resíduos (EPE, 2010).

Aterro sanitário

Os aterros sanitários correspondem ao destino final dos resíduos sólidos, os quais são confinados num local ambientalmente isolado e para se degradarem naturalmente, Figura 15. As emissões produzidas pela decomposição dos resíduos (lixiviados e biogás) devem ser recolhidas e tratadas. A quantidade e a qualidade das emissões produzidas dependem do tempo e da composição dos resíduos depositados (EPE, 2010).

Para que o local onde são depositados os resíduos seja considerado um aterro sanitário, as seguintes condições básicas têm de ser cumpridas (UNEP, 2005):

- compactação dos resíduos;
- cobertura diária dos resíduos, com solo ou outro material, de forma a não estarem sujeitos à influência ambiental;
- controlo e prevenção dos impactos negativos sobre a saúde pública e o ambiente, por exemplo, odores e água contaminada.

A decomposição dos resíduos orgânicos no aterro sanitário produz biogás, constituído por CH_4 e CO_2 . Este produto deve ser capturado e queimado ou recuperado para a produção de energia. A combustão converte o CH_4 capturado em CO_2 , que tem um potencial de aquecimento

global 25 vezes menor do que o CH_4 . Para além disso, como o CO_2 provém da biomassa, não entra no balanço final das emissões produzidas. Contudo, nem todo o biogás é capturado, uma parte perde-se por emissão para a atmosfera, correspondendo às emissões difusas, as quais são difíceis de quantificar diretamente, pelo que existem modelos teóricos com o objetivo de calcular uma estimativa (EPE, 2010).

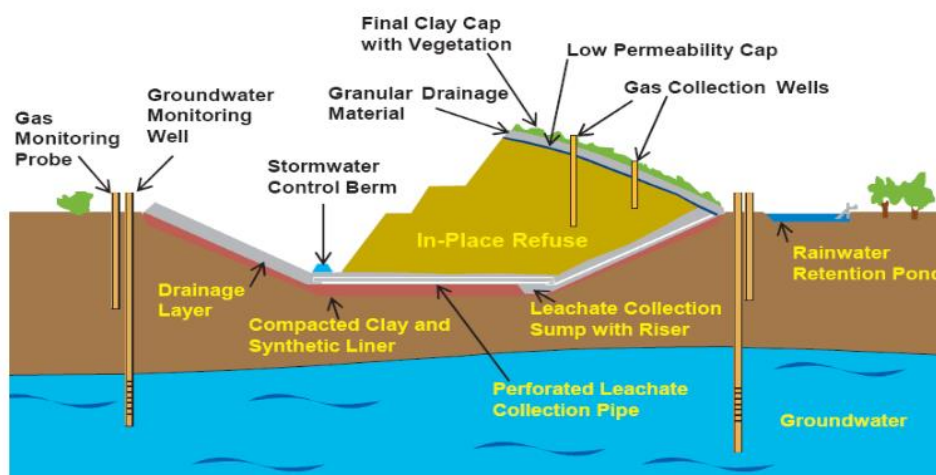


Figura 15. Representação esquemática de um aterro sanitário (Global Methane Initiative, 2012).

Formação do biogás num aterro sanitário

A degradação biológica é a principal responsável pela geração de gases nos aterros. O biogás é constituído por cerca de 50 % de CH_4 e CO_2 , e menos de 1 % de outros componentes gasosos, incluindo sulfuretos de hidrogénio (H_2S) e mercaptanos (Mendes *et al.*, 2007).

A produção de biogás é constituída por cinco fases. A duração de cada etapa é dependente de vários fatores, nomeadamente, o tipo de resíduo, o teor de humidade, os nutrientes presentes, os tipos de bactérias e o nível de pH no subsolo, Figura 16 (Mendes *et al.*, 2007).

A primeira etapa da produção de biogás, também designada por decomposição aeróbia, ocorre imediatamente após a deposição dos resíduos no aterro e enquanto houver oxigénio presente. Nesta fase ocorre a hidrólise das moléculas complexas em moléculas mais simples e a formação de CO_2 , água e calor. A principal fonte de inóculo é o solo de cobertura (Mendes *et al.*, 2007; Oliveira, 2012).

A segunda etapa, fase de transição ou anóxica, sucede quando há uma diminuição significativa do oxigénio e dá origem ao desenvolvimento de condições anaeróbias. A matéria

orgânica é transformada em ácidos orgânicos e outros produtos intermédios. Caso haja a formação de lixiviado, sofre uma redução de pH, devido aos ácidos formados. Esta etapa não é metanogénica, pois ainda não tem condições para a formação de metano, havendo apenas a formação de CO_2 (Mendes *et al.*, 2007; Oliveira, 2012).

Na terceira etapa, também conhecida por fase acidogénica, há um aumento da produção de ácidos gordos voláteis, sobretudo ácido acético. Os microrganismos responsáveis por esta fase são bactérias anaeróbias obrigatórias ou facultativas, designadas por acidogénicas. Na formação de lixiviado existe a possibilidade de ocorrer a dissolução de outros constituintes dos resíduos particularmente metais pesados. Nesta etapa há a formação apenas de CO_2 (Mendes *et al.*, 2007; Oliveira, 2012).

Na quarta etapa, fase metanogénica, entram em atividade os microrganismos anaeróbios estritos que convertem o ácido acético e o hidrogénio em CH_4 e CO_2 . Geralmente, este tipo de microrganismos começam a desenvolver-se já na fase anterior. A percentagem de CH_4 produzido vai aumentando à medida que as bactérias metanogénicas se desenvolvem e a temperatura no interior se eleva até cerca de $60\text{ }^\circ\text{C}$. Na maior parte dos aterros, os resíduos atingem esta fase em menos de 2 anos após a sua decomposição, dependendo da profundidade dos resíduos e do seu teor de humidade (Mendes *et al.*, 2007; Oliveira, 2012).

Na quinta etapa, designada por fase de maturação, a taxa de produção de gases diminui significativamente, uma vez que os nutrientes facilmente acessíveis e de fácil degradação já foram transformados, restando apenas os que são de difícil degradação. A produção de CH_4 e CO_2 atinge uma estabilização (Mendes *et al.*, 2007; Oliveira, 2012).

Segundo Mendes (2007), o biogás pode ser produzido num aterro durante várias décadas mantendo-se em níveis declinantes até 100 anos após a data de deposição.

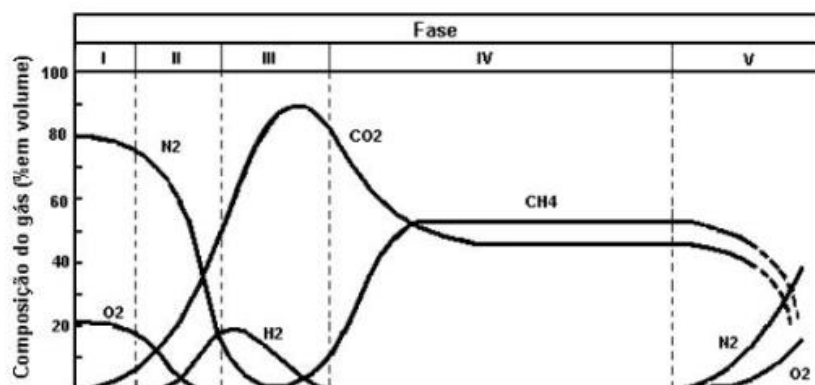


Figura 16. Representação gráfica da produção dos componentes do biogás em relação ao tempo (Mendes *et al.*, 2007).

Fatores que influenciam a produção de biogás

A produção de biogás está dependente de vários fatores, que podem ser divididos em dois grupos: as práticas de exploração e os fatores físicos.

As práticas de exploração englobam os seguintes fatores (Resulima, 2003):

- quantidade de resíduos em aterro;
- densidade dos resíduos;
- permeabilidade e densidade do solo;
- compactação dos resíduos;
- idade dos resíduos.

Os fatores físicos são constituídos por (Resulima, 2003):

- composição dos resíduos;
- humidade;
- disponibilidade de nutrientes;
- pH;
- temperatura;
- ausência de oxigénio;
- condições meteorológicas.

Humidade

O teor de humidade presente nos resíduos pode ser determinado através da relação entre o peso húmido e o peso seco dos mesmos. Este fator é relevante na biodegradabilidade dos resíduos (Resulima, 2003).

O aumento da humidade no interior do aterro leva a uma maior atividade bacteriana e consequentemente a um aumento na produção de biogás. Apesar de não existir nenhuma metodologia que relacione a quantidade de água num aterro e o potencial de produção de biogás, é possível calcular a quantidade de água utilizada para a produção de uma molécula de biogás a partir do conteúdo orgânico no aterro (Resulima, 2003).

As terras de cobertura são muito importantes na degradação dos resíduos, pois quanto maior o seu volume, maior a capacidade de drenagem do aterro, e menor a quantidade de água disponível no seu interior (Resulima, 2003).

Disponibilidade de nutrientes

Geralmente, nos aterros sanitários não se verifica a carência de nutrientes, uma vez que os resíduos alimentares, de jardim e as terras de cobertura são importantes fontes de nutrientes, como o carbono, o azoto, o fósforo e o hidrogénio (Resulima, 2003).

pH

A produção de CH_4 está bastante dependente do pH no interior do aterro, uma vez que só se verifica atividade bacteriana para uma gama de pH entre 6,6 e 7,6, sendo o pH ótimo de 7.

O pH é um indicador do equilíbrio que tem de haver entre as bactérias acidogénicas e as metanogénicas, de forma a assegurar a eficiência do processo (Resulima, 2003).

Temperatura

A formação de biogás pode ocorrer com alguma variação de temperatura desde que esta seja gradual. Se esta variação for significativa, afeta o equilíbrio entre as bactérias metanogénicas e os produtores de ácidos orgânicos e provoca um aumento e acumulação de ácidos voláteis, podendo assim interferir na produção de biogás (Resulima, 2003).

As bactérias acidogénicas suportam valores de temperatura mais elevados com um aumento de taxa de atividade microbiana gradual. Contudo as bactérias metanogénicas têm uma menor resistência a amplitudes térmicas significativas, uma vez que atingem taxas de atividade mais elevadas que as acidogénicas mas num intervalo de temperatura mais limitado. Assim, é crucial conhecer a gama de valores em que existe um equilíbrio entre estes dois tipos de bactérias de forma a assegurar a eficácia na degradação dos resíduos e a formação de biogás (Resulima, 2003).

Apesar do meio mesofílico apresentar uma maior variedade de bactérias metanogénicas que por sua vez asseguram uma degradação de maior variedade de compostos e induzem menos quantidade de CO_2 no biogás, o meio termófilo destrói os agentes patogénicos e assegura o meio anaeróbio (Resulima, 2003).

De uma forma geral (Resulima, 2003):

10 a 15 °C – a produção de CH_4 diminui drasticamente;

30 a 60 °C – corresponde ao intervalo ideal de temperatura. A maioria do CH₄ é produzida nas zonas mais profundas do aterro onde o calor é gerado pela decomposição anaeróbia;

> 65 °C – inibição da atividade dos microrganismos e, conseqüentemente, diminuição da produção de biogás.

Condições meteorológicas

As condições atmosféricas têm uma grande influência nas condições de degradação físico-química no aterro (Resulima, 2003).

Quando são utilizadas terras de cobertura, a temperatura do ar afeta a camada superficial de resíduos e as camadas inferiores, ou seja, quando se verificam temperaturas mais baixas, a atividade biológica nas camadas superficiais diminui e nas camadas inferiores os efeitos das baixas temperaturas são atenuados pelo calor gerado pela decomposição anaeróbia (Resulima, 2003).

A pressão atmosférica e o vento afetam a difusão das emissões gasosas não captadas, reduzindo a concentração de componentes do biogás (Resulima, 2003).

A precipitação influencia o processo de degradação dos resíduos, uma vez que introduz água no sistema, sendo um fator relevante para a produção de biogás, tal como já foi anteriormente referido (Resulima, 2003).

Idade dos resíduos

A produção de biogás atinge valores significativos num curto espaço de tempo, normalmente inferior a 10 anos após o encerramento do aterro (Resulima, 2003).

Depois do encerramento do aterro, a taxa de produção de biogás diminui bastante em função da degradação dos nutrientes e da ausência de adição de novas quantidades (Resulima, 2003).

Potenciais impactes das emissões de biogás

Quando as emissões de biogás são descontroladas podem tornar-se num problema, não só perante as entidades reguladoras, mas também para com a vizinhança do aterro, uma vez que apesar de ser apenas 1 % da composição do biogás, o sulfureto de hidrogénio e os mercaptanos são os responsáveis pelo mau cheiro (Conestoga-Rovers Associates, 2004).

O CH₄ que é libertado contribui para o efeito de estufa e, conseqüentemente, para o aquecimento global. Trata-se de um componente do biogás que quando presente no ar a uma concentração compreendida entre 5 % e 15 %, pode tornar-se num perigo potencial, uma vez que corresponde a um intervalo em que se torna combustível e explosivo (Conestoga-Rovers Associates, 2004).

Para além disso, o biogás pode migrar por debaixo da superfície para zonas menos saturadas, principalmente no inverno em que a superfície está saturada, levando a uma acumulação de biogás em estruturas fechadas. Por outro lado, o CH₄ não tem cheiro, pelo que somente pode ser detetado através de equipamento apropriado (Conestoga-Rovers Associates, 2004).

Potenciais benefícios do biogás

A conversão do CH₄ em CO₂ através da combustão em motores ou a queima controlada leva a uma redução do potencial de aquecimento global do aterro, uma vez que o CO₂ tem um potencial de aquecimento global 25 vezes menor que o CH₄ (Conestoga-Rovers Associates, 2004).

O biogás é considerado um combustível de médio a baixo valor e que pode ser utilizado como combustível direto nos aquecimentos, para produção de energia elétrica e subprodutos químicos comerciais. Assim, a utilização do biogás pode gerar receitas através da venda de energia verde e de outros produtos, diminuindo os custos de operação e manutenção do aterro; também leva a uma diminuição dos mercaptanos emitidos para a atmosfera e conseqüentemente diminui a preocupação com o mau cheiro (Conestoga-Rovers Associates, 2004).

A utilização do biogás para a produção de energia elétrica ou para a queima controlada pode ser considerada um projeto que se pode enquadrar num financiamento externo do chamado Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), previsto no Protocolo de Quioto. Os projetos de gestão do biogás têm o potencial de gerar receita através da venda e transferência de créditos de carbono, proporcionando incentivos e meios para melhorar o desenho e a operação do aterro (Conestoga-Rovers Associates, 2004).

Modelos de estimativa de emissões de metano

Hoje em dia, a maioria dos aterros sanitários tem um sistema de captação de biogás produzido no interior das células. Estes sistemas têm uma eficiência entre 10 % e mais de 90 %. A percentagem de biogás que não é recolhido pelo sistema de captação pode ser considerada como emissão difusa, uma vez que pode perder-se para a atmosfera passando pela cobertura das células e sofrer oxidação parcial (EPE, 2010).

A contabilização da quantidade de biogás captado pode ser feita através de medidores de fluxo e analisadores da composição do mesmo. Apesar de ser possível a quantificação das emissões difusas, existem algumas limitações nestes processos devido às condições de campo e ao facto da sua implementação ser cara, complexa e de precisão limitada. De forma a contornar estas dificuldades, foram desenvolvidos modelos teóricos para estimar as emissões difusas do aterro (EPE,2010).

Geralmente as emissões de CH_4 são calculadas através do balanço de massa, Equação 1:

Equação 1

$$Emissões = Produção - Recuperação - Oxidação$$

em que a produção de CH_4 é calculada através da Equação 2:

Equação 2

$$Produção CH_4 = Produção biogás \times Quantidade de CH_4$$

A maioria das teorias baseia-se no modelo de decaimento de primeira ordem e no modelo multifásico. Relativamente à oxidação, não tem sido muito estudada pelo que, na maior parte dos casos, admite-se que 10 % do fluxo de CH_4 que passa na cobertura é oxidado (Oonk, 2010).

Capacidade potencial de formação de metano, L_0

A capacidade potencial de formação CH_4 , L_0 , corresponde à quantidade de gás produzido ao longo do tempo de vida dos resíduos, sendo um dos parâmetros mais importante na maioria dos modelos de produção (Oonk, 2010).

O L_0 é proporcional à quantidade de resíduos depositados e à concentração de carbono orgânico. No entanto, devido às várias condições a que os resíduos estão sujeitos, nem toda a matéria orgânica é degradada. A capacidade potencial de formação de CH_4 tem como base a

quantidade total de matéria orgânica retificada pela quantidade de matéria orgânica que não se degrada em condições anaeróbias, definida pela composição dos resíduos, e pela quantidade de matéria orgânica que não é degradada devido à falta de condições favoráveis, determinada através do *design* e operação do aterro e pelas condições meteorológicas (Oonk, 2010).

Assim, a capacidade potencial de formação de CH₄ pode ser calculada através da Equação 3:

Equação 3

$$L_0 = 1,33 \times F \times DOC \times DOC_f$$

em que F é a fração de CH₄ presente no biogás, DOC é a concentração de carbono orgânico e DOC_f é um fator que descreve a fração de DOC que se decompõe em condições anaeróbias. DOC é calculado com base na composição dos resíduos depositados e DOC_f é um valor constante que pode tomar valores entre 0,4 e 0,7 dependendo do modelo utilizado (Pipatti *et al.*, 2006; Oonk, 2010).

Modelo de decaimento de primeira ordem

A produção de biogás é, muitas vezes, descrita como um processo de primeira ordem ou uma variação da mesma (Oonk, 2010).

Este modelo implica que uma quantidade relativamente grande de biogás seja formada imediatamente após a deposição, quantidade esta que vai diminuindo ao longo do tempo. A principal característica deste modelo é a fixação do tempo de meia vida de produção do biogás, ou seja, quando se assume uma meia vida de 7 anos, a produção de biogás após 7 anos é 50 % inferior à registada na produção inicial e após 14 anos, 25 % inferior (Oonk, 2010).

A produção de CH₄ para um determinado ano e uma determinada quantidade de resíduo (W), pode ser descrita como, Equação 4:

Equação 4

$$CH_4 = W \times L_0 \times k e^{-kt}$$

onde L_0 é a capacidade potencial de formação de CH₄, k é a constante que descreve a taxa de biodegradação e t é o tempo decorrido após a deposição dos resíduos.

Assim a produção de CH_4 é calculada através da soma de múltiplas equações, em que cada descreve o gás formado a partir resíduos depositados num ano de operação (Oonk, 2010).

Modelo multifásico

O modelo multifásico corresponde a uma modificação do modelo de primeira ordem em que existem três frações distintas: degradação rápida, moderada e lenta dos resíduos, cada uma com a sua própria meia-vida de biodegradação (Oonk, 2010).

Na primeira abordagem assume-se que a degradação dos diferentes tipos de resíduos é completamente dependente uns dos outros, por exemplo, a degradação da madeira acelera com a presença de resíduos alimentares e a degradação dos resíduos alimentares abranda com a presença da madeira. A segunda abordagem assume que a degradação dos vários tipos de resíduos é independente uns dos outros, logo a madeira degrada-se independentemente dos resíduos com que esteja em contacto. A realidade estará, provavelmente, entre estas duas abordagens. Contudo, este modelo exige informação detalhada sobre a quantidade e a qualidade do carbono para as numerosas categorias de resíduos, o que nem sempre está disponível na sua totalidade. Para além disso, o estudo sobre qual a melhor abordagem a aplicar não é conclusivo (Oonk, 2010).

Modelos de produção disponíveis

O *IPCC Waste Model* foi desenvolvido por uma equipa internacional de especialistas e destina-se a fornecer orientações às autoridades da quantificação das emissões de CH_4 de todos os aterros de um país. Este pode ser obtido gratuitamente através do *website* do IPCC juntamente com a descrição detalhada do modelo. Os valores de entrada do modelo são referentes à quantidade de resíduos por ano e à classificação da composição dos resíduos, por exemplo resíduos urbanos, resíduos industriais, entre outros. Como alternativa, o modelo permite ainda que os resíduos sejam definidos em percentagem de resíduos alimentares, de papel, madeiras, etc. É também possível adaptar o valor padrão do tempo de latência. Este modelo está adequado para quatro tipos de climas diferentes: boreal húmido ou temperado, boreal seco ou temperado, tropical húmido e tropical seco. As condições climáticas escolhidas irão afetar o valor de k (Oonk, 2010).

O *Landgem* é um modelo desenvolvido pela e para a USEPA, e corresponde a uma teoria de decaimento de primeira ordem que utiliza diferentes valores padrão para k regiões

convencionais, áridas e células de degradação avançadas. O modelo calcula as emissões de CH₄ por 1/10 de um ano, minimizando imprecisões quando os valores de k são utilizados para além de 0,1 ano⁻¹ (Oonk, 2010).

No Anexo I encontra-se uma breve descrição de outros modelos desenvolvidos e também aplicados em vários aterros.

Métodos de medição de emissões

Apesar de vários métodos de medição de emissões terem sido propostos, desenvolvidos, testados e melhorados, ainda não existe um único método reconhecido como método de preferência para a medição das emissões de CH₄ (Oonk, 2010).

A principal dificuldade nas medições das emissões de CH₄ nos aterros é a variedade espacial e temporal das emissões. De acordo com Verschut *et al.* (1991), as emissões de um determinado ponto podem ser 1 000 vezes as emissões de um outro localizado a poucos metros de distância. A nível temporal, as mudanças de tempo têm elevada influência nas emissões de CH₄, por exemplo Czepiel *et al.* (1996) sugere que em dias de baixa pressão são obtidas maiores emissões. A chuva, o vento e incidentes no sistema de captação de biogás são outros parâmetros que afetam as emissões de CH₄. Assim, também a variação sazonal da temperatura e humidade têm impacte nas mesmas (Oonk, 2010).

Método de câmara fechada

O método de câmara fechada corresponde a uma metodologia de aplicação comum na medição das emissões de CH₄ em aterros sanitários, sendo utilizado quer para monitorização das emissões numa pequena parte do aterro quer para estimativa das emissões em todo o aterro (Oonk, 2010).

De uma forma geral, uma caixa de fluxo é colocada sobre o aterro e é medido o aumento da concentração de CH₄ na caixa ao longo do tempo. O fluxo de gás é posteriormente calculado a partir do aumento da concentração ao longo do tempo, do volume da caixa e da área da superfície que é capturada (Oonk, 2010).

As distâncias típicas entre cada ponto da grelha de amostragem são 10 a 60 metros. Contudo quanto maior o número de medições, maior é a exatidão do resultado (Oonk, 2010).

Uma forma de melhorar os resultados do método é a utilização de estudos qualitativos para identificar *hotspots*, e por conseguinte diminuir as distâncias da grelha com probabilidade de se encontrarem estes pontos. No entanto, esta opção introduz a questão da pesagem entre medições em *hotspots* e as outras medições, por forma a obter uma média global do aterro correta (Oonk, 2010).

Durante a realização de medições em câmara fechada deve-se ter em conta os seguintes aspetos principais (Oonk, 2010):

- ✓ quando o biogás é captado dentro da caixa, a pressão no interior aumenta, pelo que quando o método é aplicado durante demasiado tempo, as emissões de biogás a partir da superfície encapsulada podem ser afetadas e o fluxo de metano subestimado.
- ✓ é importante selar bem a caixa de fluxo, pois qualquer fuga pode interferir nos resultados das medições.
- ✓ aquando da presença de vegetação na superfície do aterro, este método não é adequado para a medição da concentração de CO₂, devido a dissimilação do gás por parte das plantas. Uma opção é o corte da vegetação antes da instalação da caixa de fluxo.

Existem algumas variações deste método como (Oonk, 2010):

- caixas dinâmicas que consistem em câmaras com canais abertos onde é mantida continuamente uma corrente de ar, através de um par de ventiladores de entrada e de saída, correspondentemente. A pressão é mantida à pressão ambiente, não influenciando os resultados das emissões de biogás.
- caixas rápidas que utilizam equipamento analítico capaz de detetar um aumento de alguns mm³/m³ na concentração de CH₄. Cada medição leva menos de 1 minuto, pelo que o número de medições feitas num dia aumenta significativamente.

O método de câmara fechada tem inúmeras vantagens, nomeadamente: percetibilidade e independência de equipamento analítico para além de um FID, *Flame Ionization Detector* ou um analisador de infravermelhos. De salientar ainda a capacidade de detetar pequenos fluxos de CH₄, não sendo sensível a restrições topográficas ou outras fontes de CH₄ que se situem perto do aterro sanitário (Oonk, 2010).

Identificam-se, contudo, algumas desvantagens: em muitos aterros as emissões de CH₄ ocorrem de forma heterogênea, tendo como consequência emissões médias de CH₄ pouco confiáveis; considerando a possibilidade de não se fazer medições diárias continuadas de todos os *hotspots* do aterro, pode levar a uma subestimação das emissões produzidas; não mede fugas no sistema de gás e lixiviado; a utilização de modelos geoestatísticos para interpretação das medições é mencionada como uma fonte não quantificável de erros; muito tempo despendido para a medição das emissões com variações devido às condições meteorológicas, sendo que esta condição pode ser interpretada como vantagem, no caso do estudo da influência das alterações meteorológicas nas emissões de CH₄; elevados os custos por exigir mão-de-obra dispendiosa (Oonk, 2010).

No Anexo II encontram-se outros métodos de medição de emissões desenvolvidos e aplicados.

3 Metodologia

Medição das concentrações dos componentes presentes na caixa de amostragem

De forma a estudar a variação das concentrações dos vários componentes presentes na caixa de amostragem ao longo do dia, foi utilizado o método da câmara fechada.

Neste método utilizou-se uma caixa com uma área de 25 m² e um analisador de biogás LMSxi.

O analisador de biogás LMSxi utiliza detetores de infravermelhos para a determinação de CH₄ e de CO₂ e um sensor eletroquímico relativamente ao O₂.

A caixa, de armação ferro com uma cobertura de plástico preto, foi colocada no topo do aterro, num local que continha apenas uma camada de cobertura intermédia, e selada a toda a volta com terra.

Foram feitas medições ao longo do dia com intervalos de uma hora, nas quais se mediu a percentagem dos vários componentes presentes na caixa de amostragem: CH₄, CO₂, O₂ e N₂.

A temperatura dentro da caixa de amostragem foi medida através de um sensor de temperatura.

Condições meteorológicas

A informação meteorológica foi retirada da estação de meteorologia situada nas instalações do aterro sanitário, através do programa PULSONIC.

Os parâmetros analisados foram a temperatura exterior e a humidade relativa. Estes foram medidos de hora a hora todos os dias do mês de julho e de agosto.

No Anexo III encontra-se uma folha exemplo obtida através do programa utilizado com a temperatura exterior e a humidade relativa instantâneas.

Cálculo das emissões difusas

De forma a comparar a estimativa de emissões difusas obtidas pelo *LandGem*, modelo aplicado pela Resulima, aplicou-se o modelo *IPCC Waste Model*. Estes dois modelos foram aplicados num período de 3 anos, entre 2010 e 2012.

LandGem

O *LandGem* é um modelo que determina a massa de CH₄ formado com base na capacidade de formação de CH₄ e na quantidade de resíduos depositados em aterro. Este pode ser descrito pela Equação 5 (Alexander *et al.*, 2005):

Equação 5

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \times L_0 \times \left(\frac{M_i}{10} \right) \times e^{-kt_{i,j}}$$

Em que:

Q_{CH_4} - CH₄ produzido no ano de cálculo (m³/ano);

L_0 - Capacidade potencial de produção de CH₄ por unidade de resíduos (m³/t);

i - Incremento de tempo (1 - ano em análise);

j - Incremento de tempo (0,1 – ano em análise);

n - (ano em análise) – (ano de início da deposição de resíduos);

M - quantidade de resíduos depositados no ano “ i ” (t);

k - taxa de produção de CH₄ (ano⁻¹);

$t_{i,j}$ - Período de tempo “ j ” decorrido desde a deposição da quantidade M_i no ano “ i ”.

A taxa de produção de CH₄ (k) está dependente de vários fatores, tais como o teor de humidade na massa de resíduos, a disponibilidade de nutrientes para os microrganismos responsáveis pela produção de CH₄ e CO₂, o pH e a temperatura na massa de resíduos. Esta taxa de produção de CH₄ pode variar entre 0,05 ano⁻¹ e 0,7 ano⁻¹, dependendo do tipo de aterro sanitário. A capacidade potencial de produção de CH₄ (L_0) depende apenas do tipo e da composição dos resíduos depositados, por isso, quanto maior a quantidade de celulose, maior deve ser L_0 (Alexander *et al.*, 2005).

As emissões difusas são calculadas a partir da totalidade do biogás produzido e do biogás captado, utilizando a Equação 6 (Chalvatzaki *et al.*, 2010):

Equação 6

$$E_{dif\ CH_4} = (P_{CH_4} - C_{CH_4}) \times (1 - OX)$$

Sendo que:

$E_{dif\ CH_4}$ - emissões difusas de CH_4 , m^3 ;

P_{CH_4} - CH_4 produzido, m^3 ;

C_{CH_4} - CH_4 captado pelo sistema de captação do aterro, m^3 ;

OX - fator de oxidação;

A quantidade de CH_4 produzido foi calculada a partir do modelo *LandGem* e a quantidade de metano captado foi obtida a partir de medições nos caudalímetros instalados no sistema de captação de biogás do aterro.

Os parâmetros e outras considerações utilizados para a estimativa da produção de CH_4 no aterro estão apresentados no Anexo IV.

IPCC Waste Model

Este modelo estima a quantidade de CH_4 que é emitida para a atmosfera através da Equação 7 (Pipatti *et al.*, 2006):

Equação 7

$$CH_{4\ emitido} = \left[\sum_x CH_{4\ produzido_{x,T}} - R_T \right] \times (1 - OX_T)$$

onde:

$CH_{4\ emitido}$ - CH_4 emitido no ano T , Gg;

$CH_{4\ produzido}$ - CH_4 produzido no ano T , Gg;

T - ano do inventário;

x - categoria de resíduo;

R_T - CH_4 recuperado no ano T , Gg;

OX_T - fator de oxidação no ano T .

O valor de OX representa a quantidade de CH_4 que é oxidado ao longo da camada de cobertura dos resíduos. A quantidade de carbono orgânico decomponível ($DDOCm$) é a fração de carbono orgânico degradável que se irá degradar em condições anaeróbias no aterro. Esta pode ser definida através da Equação 8 (Pipatti *et al.*, 2006):

Equação 8

$$DDOCm = W \times DOC \times DOC_f \times MCF$$

onde:

$DDOCm$ - massa de DOC decomponível depositado do aterro, Gg;

W - massa de resíduos depositados, Gg;

DOC - carbono orgânico degradável no ano de deposição, Gg/Gg;

DOC_f - fração de DOC que se decompõe em condições anaeróbias;

MCF - fator de correção de CH_4 referente à decomposição aeróbia no ano de deposição.

A quantidade de CH_4 produzido no ano T é estimada utilizando o modelo de decaimento de primeira ordem da massa de carbono orgânico decomponível, $DDOCm$, para cada categoria de resíduos através da Equação 9 (Pipatti *et al.*, 2006):

Equação 9

$$CH_{4\text{ produzido}} = DDOCm_{decomp_T} \times F \times \frac{16}{12}$$

onde:

$DDOCm_{decomp_T}$ - $DDOCm$ decomposto no ano T , Gg;

F - fração de CH_4 presente no volume de biogás produzido;

$\frac{16}{12}$ - razão do peso molecular entre o CH_4 e o carbono.

$DDOCm_{decomp_T}$ é calculado através da Equação 10:

Equação 10

$$DDOCm_{decomp_T} = DDOCma_{T-1} \times (1 - e^{-k})$$

em que:

Equação 11

$$DDOCma_T = DDOCmd_T + (DDOCma_{T-1} \times e^{-k})$$

onde:

$DDOCma_T$ - DDOCm acumulado no aterro no final do ano T , Gg;

$DDOCma_{T-1}$ - DDOCm acumulado no aterro no final do ano $T - 1$, Gg;

$DDOCmd_T$ - DDOCm depositado no aterro ano T , Gg;

k - constante de reação, ano⁻¹;

Nos Anexos V e VI é apresentado os parâmetros e outras considerações utilizados para a estimativa do CH₄ emitido para atmosfera.

Análise estatística

Todos os dados foram previamente submetidos a testes estatísticos para determinar a homogeneidade de variâncias (*Levene's Test*) e a normalidade da distribuição (*Shapiro-Wilk Test*).

ANOVA nested design tests foram aplicados para avaliar a variação da percentagem de CH₄, CO₂, O₂ e N₂ em função do tempo (meses, semanas e horas) e das condições exteriores à caixa de amostragem (temperatura exterior e humidade relativa). O mesmo tipo de teste estatístico foi empreendido para analisar a variação da percentagem de CH₄ em função da temperatura no interior da caixa de amostragem, ao longo do dia. Paralelamente aferiu-se a influência das diferenças de temperatura registadas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem.

Para investigar diferenças nas estimativas de emissão de CH₄ pelo modelo *LandGem* e *IPCC Waste Model* foi aplicado um teste não paramétrico *Wilcoxon matched pairs test*.

A significância estatística foi considerada sempre que o *p-value* <0,05. *Fisher LSD tests* foram utilizados para discriminar diferenças estatisticamente significativas.

Todas as análises foram realizadas no programa STATISTICA (StatSoft v.7, EU).

4 Resultados e discussão

Evolução da concentração dos componentes presentes na caixa de amostragem ao longo do tempo

Para analisar a evolução das emissões difusas ao longo do tempo, as concentrações dos diferentes componentes presentes na caixa de amostragem (CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2) foram medidas durante os meses de julho e agosto, e registadas ao longo do dia.

Nas Figuras 17 a 20 estão representados os valores das concentrações de CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 , respetivamente, ao longo do tempo. Os valores obtidos permitem estabelecer uma relação de proporcionalidade direta para as concentrações de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo, verificando-se uma diminuição da concentração destes componentes ao longo das horas do dia. As concentrações de O_2 e N_2 apresentam uma tendência de concentração inversa aos componentes anteriores, aumentando significativamente ao longo do dia.

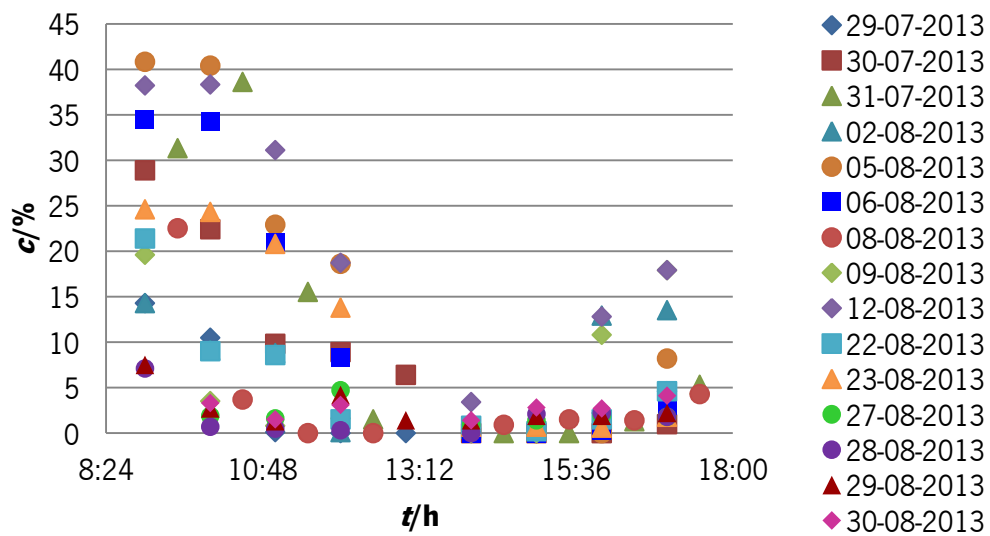


Figura 17. Evolução da concentração de CH_4 presente na caixa ao longo do dia.

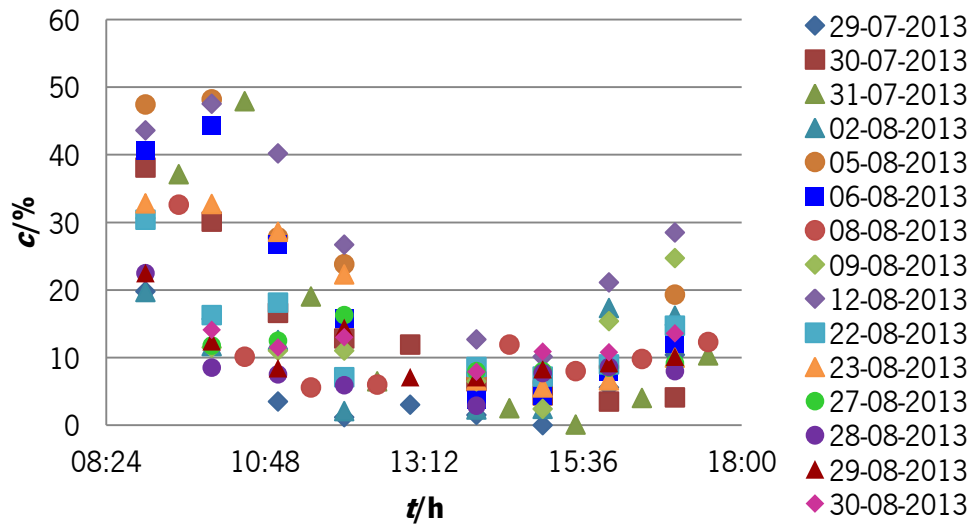


Figura 18. Evolução da concentração de CO₂ presente na caixa ao longo do dia.

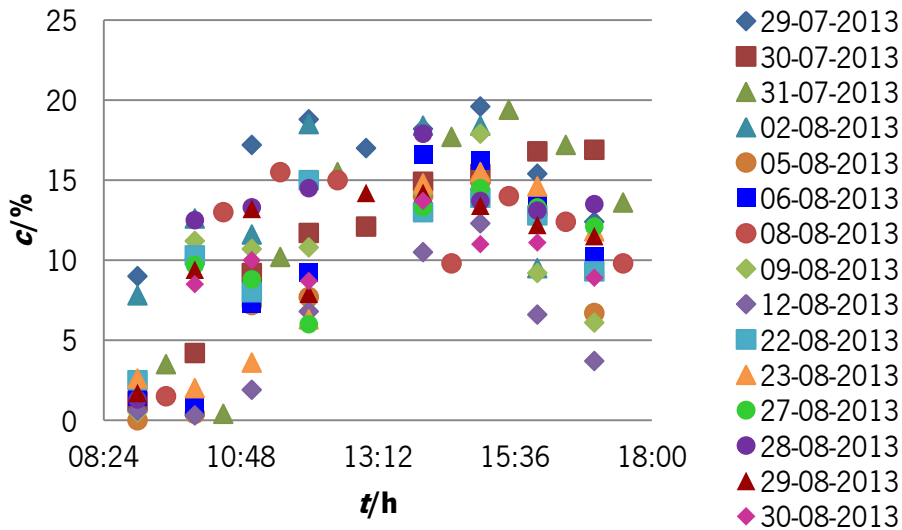


Figura 19. Evolução da concentração de O₂ presente na caixa ao longo do dia.

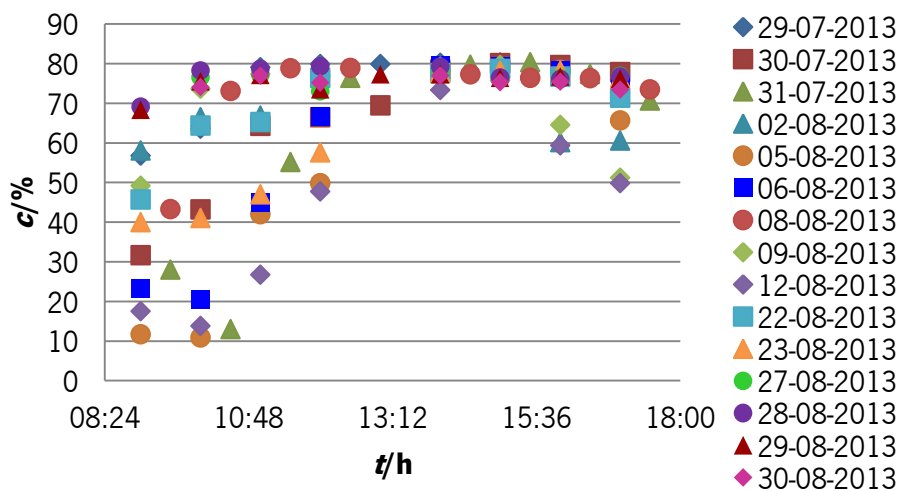


Figura 20. Evolução da concentração de N₂ presente na caixa ao longo do dia.

Na Figura 21 estão representadas as concentrações dos vários componentes presentes na caixa de ao longo do tempo num dia típico, com temperaturas exteriores e humidades relativas a variar ao longo do dia entre 20,1 °C e 23 °C e 61 % e 77 %, respetivamente. As tendências representadas confirmam que as concentrações de O_2 e N_2 variam na razão inversa das concentrações de CH_4 e CO_2 . Assim quanto maior for a quantidade de biogás, CH_4 e CO_2 , presente na caixa menor será a quantidade de ar, O_2 e N_2 . Importa referir que não se verificou uma acumulação do biogás até este ser o único presente na caixa, mas sim variações ao longo do dia, o que pode estar associado a variações da pressão e condições meteorológicas a que está sujeito.

Nas medições amostradas nas primeiras horas, entre as 09:00 h e as 10:00 h, a quantidade de biogás presente na caixa foi superior ao observado no restante dia analisado, diminuindo até aproximadamente às 16:00 h, momento a partir do qual se regista um pequeno aumento: as concentrações de CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 obtidas na primeira medição diária, às 09:00 h, encontram-se nos intervalos entre 7,1 % e 40,8 %, 19,7 % e 47,4 %, 0 % e 9 % e 11,7 % e 69,1 %, respetivamente, e para a última medição, às 17:00 h, as concentrações obtidas encontram-se nos intervalos entre 1 % e 17,9 %, 4,1 % e 28,5 %, 3,7 % e 16,9 % e 49,8 % e 77,9 %, respetivamente. Os dados apresentados correspondem aos valores mais altos e mais baixos obtidos para cada componente presente na caixa, para as horas indicadas.

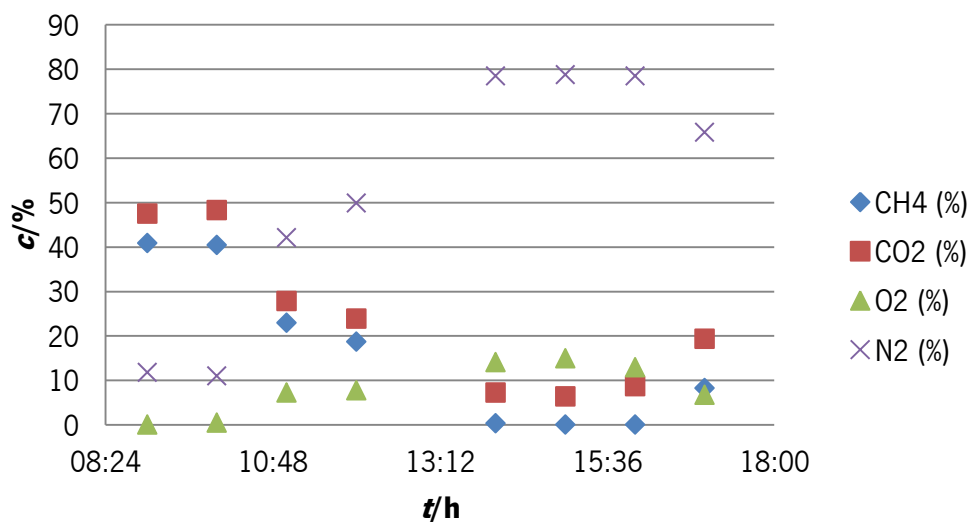


Figura 21. Evolução da concentração dos componentes presentes na caixa, CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 , entre as 9:00 h e as 17:00 h, com variações de temperatura exterior e humidade relativa entre 20,1 °C e 23 °C e 61 % e 77 %.

Na figura 22 estão representadas as análises estatísticas *ANOVA nested-design* (com indicação de *p-value*) referentes às variações de CH₄, CO₂, O₂ e N₂ presentes na caixa de amostragem, em função do tempo, discriminadamente para os meses de julho e agosto, as semanas de amostragem consideradas e as horas do dia.

Os resultados permitem destacar diferenças nas concentrações medidas dos diferentes componentes entre as semanas nas semanas 1, 2 e 4 e os valores obtidos durante a semana 5. A semana 3 não foi considerada na análise estatística, uma vez que correspondia a apenas um dia, pelo que o desvio-padrão associado era muito grande afetando a análise estatística no global.

A análise estatística permitiu confirmar que as concentrações de CH₄ e CO₂ não diferem significativamente na tendência que expressam ao longo do tempo, mas são estatisticamente diferentes das tendências de concentração observadas para O₂ e N₂, ao longo do tempo.

Adicionalmente, os valores obtidos nas duas primeiras horas do período da manhã (09:00 h e 10:00 h) revelam-se estatisticamente diferentes relativamente aos valores obtidos nas restantes horas de amostragem do dia. O ligeiro aumento anteriormente reportado, referente às concentrações de CH₄ e CO₂ para as 17:00 h foi demonstrado não ser estatisticamente significativo, do mesmo modo que para a tendência de diminuição das concentrações de O₂ e N₂ para esse período.

No Anexo VII seguem as tabelas com informação detalhada da análise estatística.

Influência dos parâmetros meteorológicos nas emissões difusas

Na Figura 23 está representado a variação da concentração de CH₄, humidade relativa e temperatura exterior ao longo de um dia típico. Observa-se uma diminuição da concentração de CH₄ ao longo da manhã (entre as 9:00 h com 40,8 % até aproximadamente às 16:00 h com 0 %), registando posteriormente um aumento até 8,2 % às 17:00 h. Paralelamente verifica-se um aumento da temperatura exterior entre as 9:00 h e as 13:00 h, com valores de 20,1 °C e 22,6 °C, respetivamente. Durante a tarde a temperatura exterior vai diminuindo até às 17:00 h, onde se obtém um valor de 20,9 °C, excetuando às 15:00 h em que se observa um pico de temperatura exterior com um valor de 23 °C. Em relação à humidade relativa verifica-se uma diminuição entre as 9:00 h e as 12:00 h, com valores entre 76 % e 66 %, respetivamente, e um

aumento, durante as horas da tarde, variando entre 67 % às 13:00 h e 77 % às 17:00 h, com a exceção das 15:00 h em que se observa uma pequena descida para 61 %.

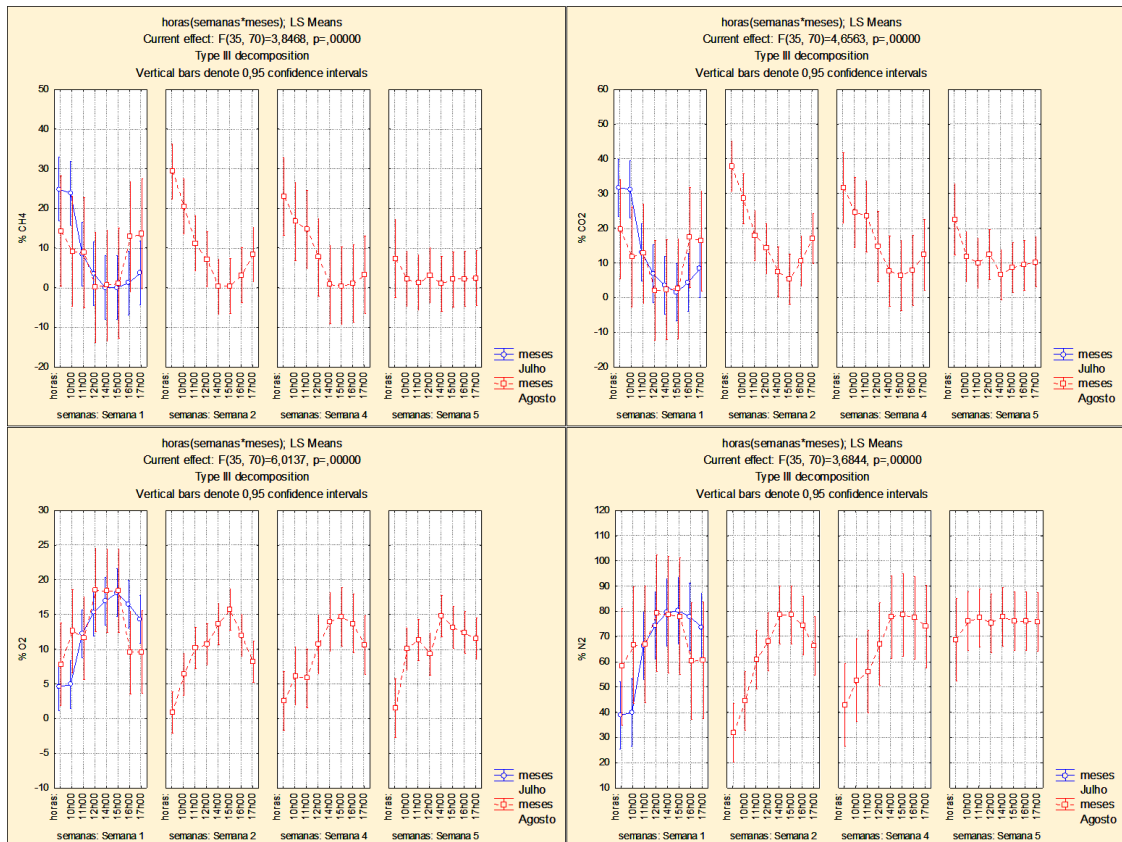


Figura 22. Resultados análise ANOVA *nested-design* para a variação da concentração dos componentes CH₄, CO₂, O₂ e N₂, presentes na caixa de amostragem, em função do tempo (horas, semanas e meses).

Os resultados obtidos parecem apontar para uma relação estreita entre a concentração de CH₄ e condições atmosféricas registadas nos dias de amostragem. O aumento da temperatura exterior e o decréscimo da humidade relativa correspondem a uma diminuição da concentração de CH₄ presente no interior da caixa e vice-versa. Este fenómeno pode dever-se ao facto de o aumento da temperatura exterior, causar uma diminuição da pressão atmosférica, levando assim a um aumento das emissões de CH₄ e uma menor acumulação na caixa (Christophersen *et al.*, 2001; Gebert *et al.*, 2005). Para além disso, a diminuição da humidade relativa leva a uma diminuição da saturação do ar, contribuindo também para o aumento das emissões de CH₄.

As mudanças drásticas de temperatura exterior e humidade relativa podem afetar diretamente a quantidade de emissões de CH₄ para a atmosfera, como é possível verificar na

Figura 24, em que se observa uma descida significativa da temperatura exterior para 25,5 °C e uma subida da percentagem de humidade relativa para 35 %, levando a um aumento da concentração de CH₄ presente na caixa, 4,3 %.

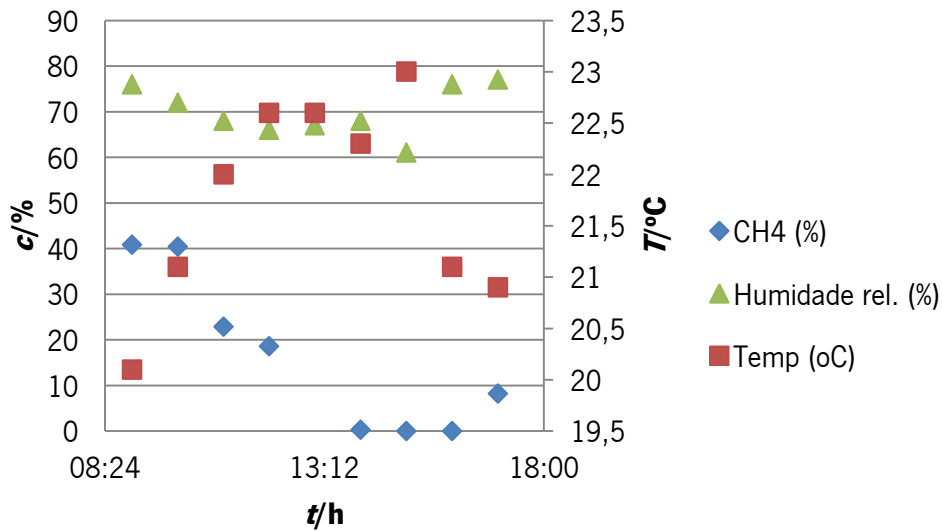


Figura 23. Variação da concentração de CH₄, temperatura exterior e humidade relativa entre as 9:00 h e as 17:00 h durante um dia típico, com variações de temperatura exterior e humidade relativa entre 20,1 °C e 23 °C e 61 % e 77 %.

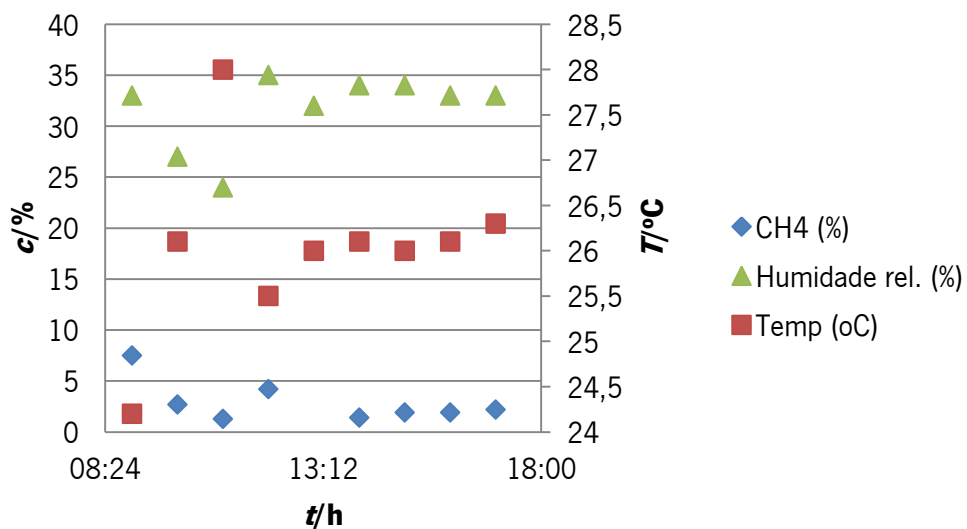


Figura 24. Variação da concentração de CH₄, temperatura exterior e humidade relativa entre as 9:00 h e as 17:00 h durante um dia atípico, com variações de temperatura exterior e humidade relativa entre 24,2 °C e 29,1 °C e 24 % e 35 %.

Apesar de se verificar que, na maior parte do período de análise, o aumento da temperatura exterior e a diminuição da humidade relativa correspondem a um decréscimo da concentração

de CH_4 presente no interior da caixa, apurou-se a existência de dias em que, entre as 15:00 h e as 16:00 h, a concentração de CH_4 se elevava, paralelamente a um decréscimo na percentagem da humidade relativa e a um aumento da temperatura exterior. Tal como se pode observar no exemplo da Figura 25 relativo à semana 5 de amostragem, em que a concentração de CH_4 sobe de 0,9 % para 4,3 %, quando a percentagem de humidade relativa diminui de 56 % para 49 % e a temperatura exterior aumenta de 24,6 °C para 26,1 °C.

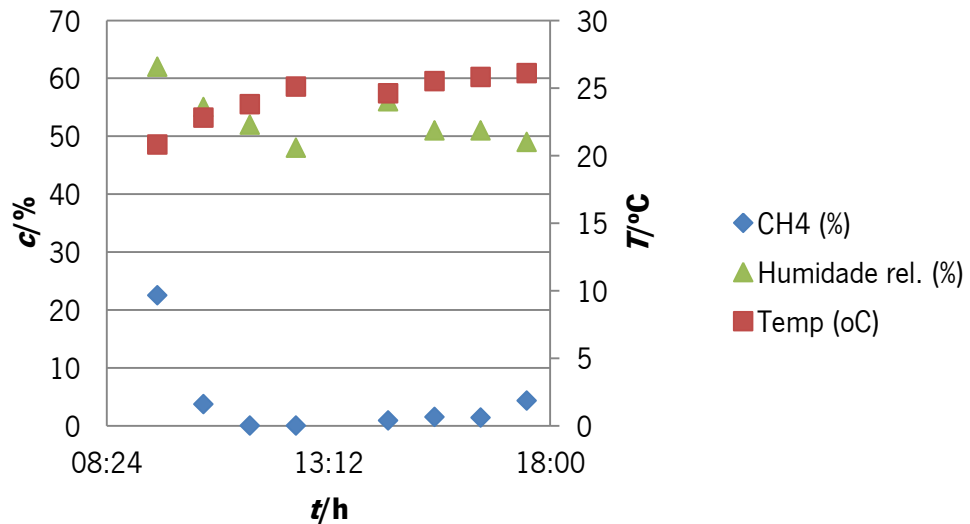


Figura 25. Variação da concentração de CH_4 , temperatura exterior e humidade relativa ao longo de um dia da semana 5 de amostragem.

Na tabela 7 estão representados as temperaturas registadas no interior e exterior da caixa de amostragem durante um dia (das 09:00 h às 17:30 h), e as temperaturas exteriores durante o período noturno antecedente ao período diurno associado (das 18:00 h às 09:00 h).

Globalmente, no período diurno, as temperaturas no interior da caixa de amostragem são mais elevadas do que as do exterior. Tendo em conta que a caixa de amostragem está isolada, a temperatura exterior não influencia a temperatura interior da caixa. Assim é possível considerar que o único fator influente na temperatura no interior da caixa de amostragem é a radiação solar. Verifica-se ainda que a diferença entre a temperatura no interior e a temperatura no exterior da caixa de amostragem, aumenta à medida que o período noturno se aproxima, o que poderá ser justificado pelo facto das temperaturas no exterior durante a noite serem mais baixas relativamente às observadas durante o dia, o que pode contribuir como um fator adicional influente no aumento da concentração de CH_4 durante o período noturno.

Tabela 7. Dados sobre a temperatura no interior e exterior da caixa de amostragem registados entre as 09:00 h e as 17:00 h e sobre a temperatura exterior registada entre as 18:00 h e as 09:00 h, período anterior ao diurno associado

Período diurno (09:00 h às 17:00 h)		Período noturno anterior ao diurno indicado (18:00 h às 09:00 h)
$T_{caixa}/^{\circ}\text{C}$	$T_{exterior}/^{\circ}\text{C}$	$T_{exterior}/^{\circ}\text{C}$
28,8 a 35,7	20,1 a 26	12,3 a 21,3
29,3 a 37	19,5 a 22,4	14,7 a 23
28,4 a 38,9	20,3 a 21,8	16,4 a 21,1
32 a 40,2	20,1 a 23	14,7 a 21,6
32,8 a 39	19,9 a 22	14,6 a 21,8
28,8 a 39,5	20,8 a 26,1	12,2 a 20,5
30,9 a 44,2	23,1 a 29,3	16,4 a 25,6

A figura 26 apresenta a análise estatística da variação do CH_4 em função da temperatura no interior da caixa ao longo do tempo. Verifica-se que as temperaturas interiores mais baixas registadas durante as primeiras horas de amostragem da manhã (09:00 h e 10:00 h) condicionam uma maior concentração de CH_4 no interior da caixa de amostragem. A concentração de CH_4 decresce posteriormente de modo significativo à medida que a temperatura interior aumenta ao longo do dia. Por outro lado, apesar de não ser estatisticamente significativo, é possível observar uma tendência de aumento da concentração de CH_4 para temperaturas superiores a 40°C , entre as 16:00 h e as 17:00.

Na figura 27 estão representadas as variações de CH_4 em função das amplitudes térmicas registadas entre o interior e exterior da caixa.

É possível observar que para amplitudes térmicas $\geq 10^{\circ}\text{C}$ registadas às 09:00 h e 10:00 h, há uma maior concentração de CH_4 , sendo estatisticamente diferentes em relação às amplitudes térmicas $\geq 5^{\circ}\text{C}$. Assim é possível afirmar que para amplitudes térmicas elevadas verifica-se uma maior concentração de CH_4 na caixa, verificando então que a temperatura no interior da caixa é um fator influente na variação da concentração de CH_4 na caixa. Apesar das amplitudes térmicas $\geq 15^{\circ}\text{C}$ não serem estatisticamente diferentes em relação a amplitudes térmicas $\geq 10^{\circ}\text{C}$ para as 16:00 h e as 17:00 h, é possível observar que existe uma ligeira tendência de aumento da concentração de CH_4 na caixa para amplitudes iguais ou superiores a 15°C . Portanto é de se

esperar que com o aumento da amplitude térmica ao longo da noite haja um aumento da concentração de CH_4 acumulado na caixa, o que se verifica ao nível experimental.

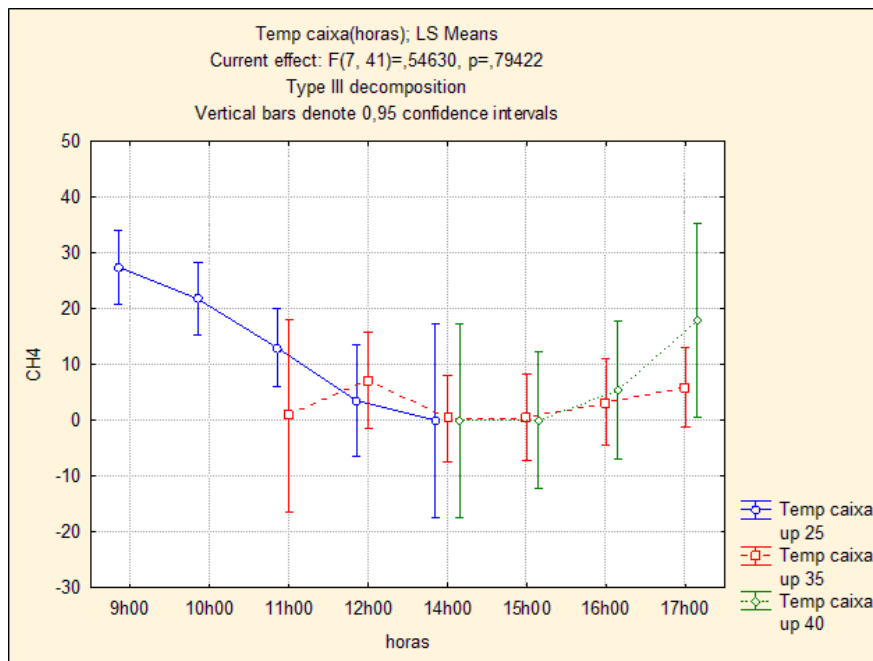


Figura 26. Resultados da análise *ANOVA nested-design* para a variação da concentração de CH_4 em função à temperatura no interior da caixa de amostragem ao longo do tempo. O parâmetro temperatura (interna da caixa) foi transformado numa variável categórica, isto é, os valores da temperatura registados foram agrupados em “classes de temperatura” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim o intervalo “up 25” enquadra todos os valores > 25 °C, o “up 35”, > 35 °C e “up 40”, > 40 °C. “Temp caixa” é a variável categórica correspondente à temperatura no interior da caixa de amostragem.

Na figura 28 estão representadas as análises estatísticas *ANOVA nested-design* (com indicação de *p-value*) referentes às variações de CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 presentes na caixa de amostragem em função da temperatura exterior ao longo das horas do dia. Verifica-se que à medida que as temperaturas exteriores aumentam, as concentrações de CH_4 e CO_2 diminuem e as concentrações de O_2 e N_2 aumentam. Para temperaturas exteriores mais baixas (“up 15”), registadas especificamente durante as primeiras horas de amostragem da manhã (09:00 h e 10.00 h), observam-se maiores valores de concentração de CH_4 e CO_2 e menores de O_2 e N_2 , as quais diferem significativamente em termos estatísticos das restantes temperaturas exteriores registadas (“up 20” e “up 25”), excetuando para o componente O_2 . Para as medições efetuadas a partir das 12:00 h, as concentrações dos componentes presentes na caixa de amostragem não diferem significativamente das concentrações registadas para temperaturas exteriores

superiores a 20 °C. No Anexo VII seguem-se as tabelas com informação detalhada da análise estatística.

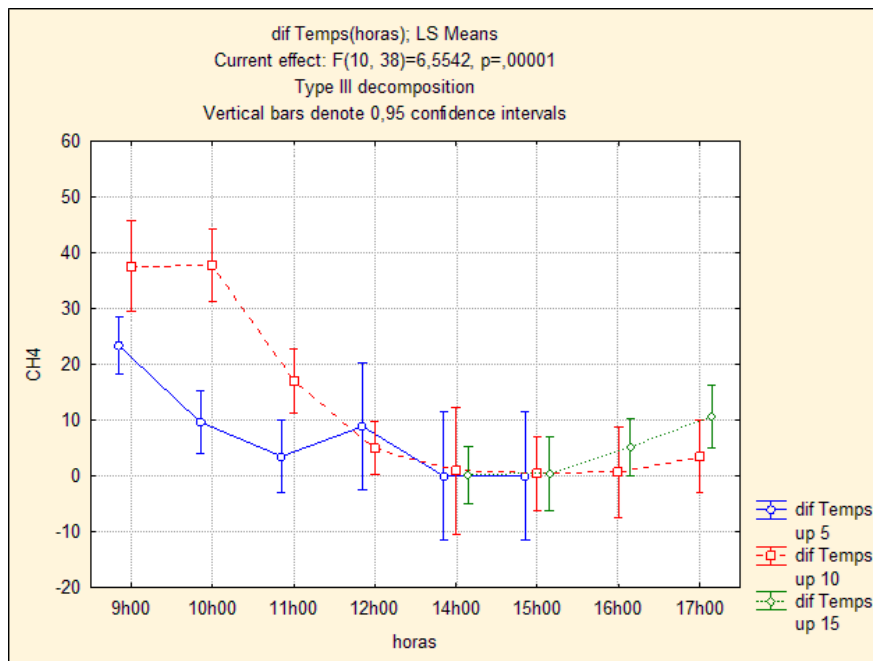


Figura 27. Resultados da análise *ANOVA nested-design* para a variação da concentração de CH₄ em função das amplitudes térmicas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem ao longo do tempo. O parâmetro amplitude térmica foi transformado numa variável categórica, isto é, os valores da temperatura externa foram subtraídos aos valores de temperatura registados no interior da caixa de amostragem e agrupados em “classes de amplitude térmica” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim o intervalo “up 5” enquadra todos os valores ≥ 5 °C, “up 10”, ≥ 10 °C e “up 15”, ≥ 15 °C. “dif Temps” é a variável categórica correspondente às diferenças de temperaturas registadas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem.

Na figura 29 estão representadas as análises estatísticas *ANOVA nested-design* (com indicação do *p-value*) referentes às variações de CH₄, CO₂, O₂ e N₂ presentes na caixa de amostragem em função da humidade relativa exterior, ao longo das horas do dia.

Durantes as primeiras horas de amostragem da manhã (09:00 h e 10:00 h), as concentrações de CH₄ e CO₂ são estatisticamente mais elevadas do que as concentrações registadas para as restantes horas amostradas ao longo do dia, variando proporcionalmente com o aumento da humidade relativa, atingindo valores máximos para humidades relativas superiores a 80%. Uma relação inversa é observada para as concentrações de O₂ e N₂ em que menores valores de humidade relativa inferem um aumento nas concentrações dos componentes, contudo, somente estatisticamente significativo para o N₂. Para medições efetuadas a partir das

11:00 h as concentrações dos componentes presentes na caixa de amostragem não diferem significativamente das concentrações registadas para humidades relativas inferiores a 80 %. No Anexo VII seguem as tabelas com informação detalhada da análise estatística.

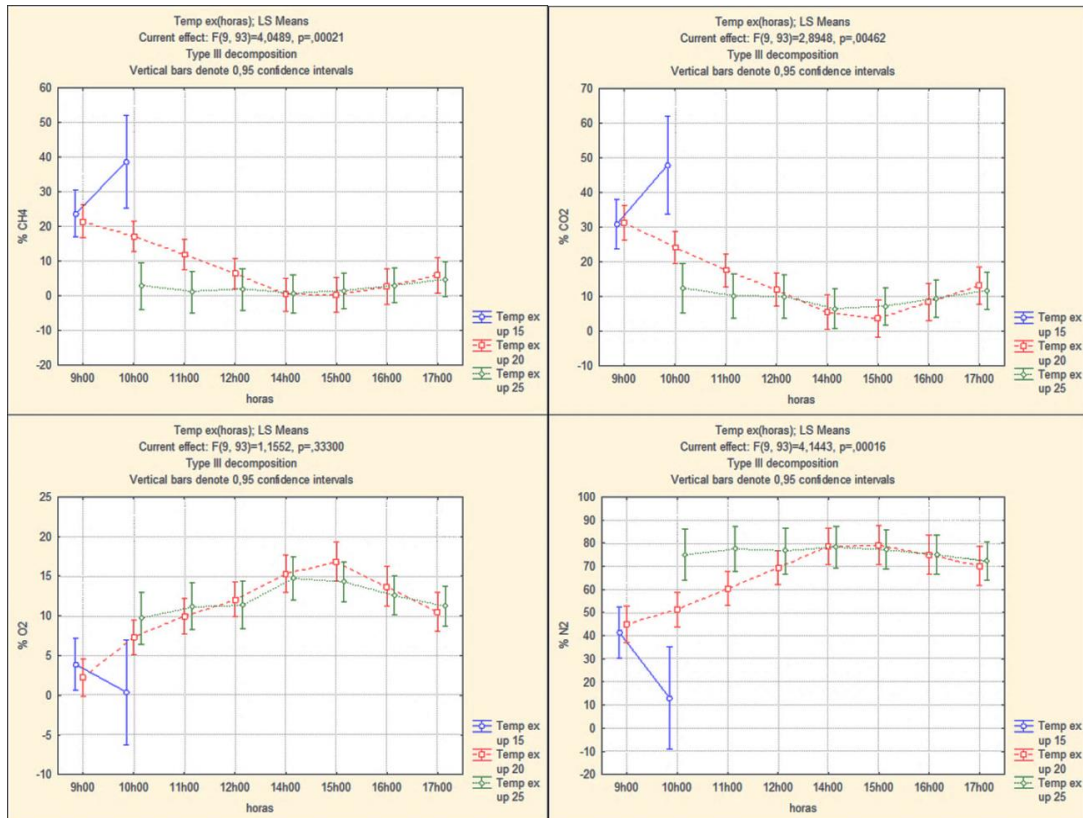


Figura 28. Resultados da análise *ANOVA nested-design* para a variação da concentração dos componentes CH₄, CO₂, O₂ e N₂, presentes na caixa de amostragem em função da temperatura exterior, ao longo do dia. O parâmetro temperatura foi transformado numa variável categórica, isto é, os valores da temperatura registados foram agrupados em “classes de temperatura” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim, o intervalo “up 15” enquadra todos os valores ≥ 15 °C, “up 20”, ≥ 20 °C e “up 25”, ≥ 25 °C. “Temp ex” é a variável categórica correspondente à

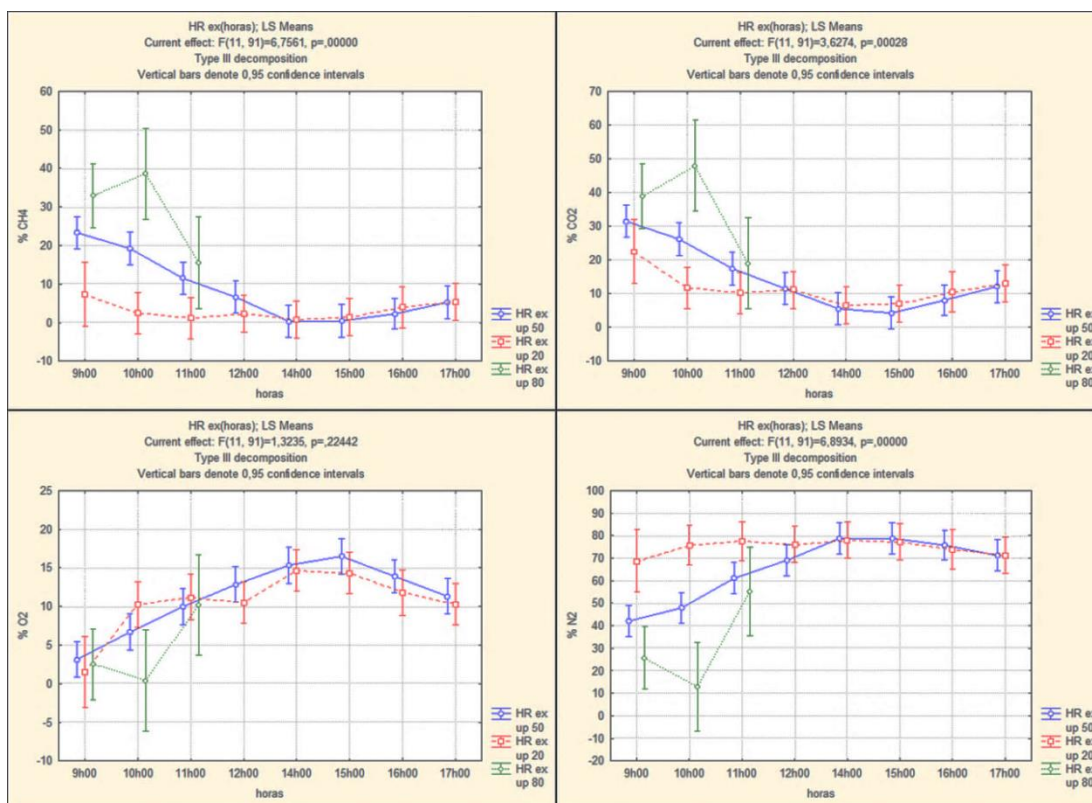


Figura 29. Resultados da análise ANOVA *nested-design* para a variação dos componentes CH₄, CO₂, O₂ e N₂ presentes na caixa de amostragem em função da humidade relativa exterior ao longo do dia. O parâmetro humidade relativa foi transformado numa variável categórica, isto é, os valores da humidade relativa registados foram agrupados em “classes de humidade relativa” (baixa, média e alta, relativamente aos valores mínimos e máximos obtidos). Assim, o intervalo “up 20” enquadra todos os valores ≥ 20 %, “up 50”, ≥ 50 % e “up 80” ≥ 80 %. “HR” é a variável categórica correspondente à humidade relativa no exterior da caixa de

LandGem vs IPCC Waste Model

Na Tabela 8 apresentam-se os valores obtidos pelo modelo *LandGem* e pelo *IPCC Waste Model* quanto à produção e à emissão de CH₄, assim como o CH₄ recuperado medido através de caudalímetros instalados no sistema de captação de biogás pela Resulima. A estimativa de produção de CH₄ mais elevada obtida pelo modelo *LandGem* foi em 2010, com o valor de 4 771 t, decrescendo posteriormente para os anos seguintes, enquanto no *IPCC Waste Model* o valor mais alto foi em 2012, com 3 561 t, registando-se um aumento de produção de CH₄ entre 2010 e 2012.

De uma forma geral, o modelo *LandGem* parece fazer uma sobrestimativa da produção e emissão do CH₄ comparativamente com o *IPCC Waste Model*, uma vez que nos três anos analisados o primeiro obteve sempre valores mais elevados. Fatores como a não consideração da caracterização dos resíduos depositados e a não consideração das variações que ocorrem ao

longo do tempo, nomeadamente, a quantidade de matéria orgânica disponível, a temperatura e a humidade relativa podem eventualmente justificar as diferenças registadas entre os modelos analisados. Por outro lado, no *IPCC Waste Model* há uma caracterização dos resíduos sólidos depositados e os cálculos relativos à estimativa de produção de CH_4 são feitos para cada categoria de resíduos, com um valor de DOC, DOC_i , MCF e k específicos de cada uma. Sendo o valor final de CH_4 produzido calculado através da soma dos valores obtidos em cada categoria. Quando esta informação é conhecida detalhadamente pela entidade gestora, o valor de CH_4 produzido é mais específico e adequado às condições *in situ* do aterro em estudo do que o valor calculado a partir do modelo *LandGem*, uma vez que o resultado obtido pelo *IPCC Waste Model* está dependente do tipo de resíduos depositados e do clima a que o aterro está sujeito.

A sobrestimação obtida para o modelo *LandGem* foi também reportada bibliograficamente (Scharff *et al.*, 2006; Chalvatzaki *et al.*, 2010; Braga, 2011).

As emissões de CH_4 calculadas, pelos modelos *LandGem* e *IPCC Waste Model* foram obtidas, considerando um fator *OX* de 0 %. Através da análise da Tabela 9 é possível observar que as emissões obtidas pelo *LandGem* variam entre 735 t e 1 043 t, sendo 2011 o ano onde se observou uma maior quantidade de emissões. Já as emissões obtidas pelo *IPCC Waste Model* são negativas, tirando o ano de 2012, variando entre -647 t e 38 t. Estes resultados podem dever-se ao facto dos parâmetros DOC, DOC_i , MCF e k serem valores-padrão específicos a cada categoria de resíduos associados ao clima, à caracterização dos resíduos depositados e à localização geográfica do aterro considerados no modelo. Apesar dos valores de emissão de CH_4 obtidos pelo *IPCC Waste Model* serem negativos, o expeável seria que estes fossem menores do que os obtidos pelo *LandGem*, uma vez que a estimativa de produção de metano é maior no *LandGem* do que no *IPCC Waste Model*.

A análise estatística efetuada aos valores obtidos pelo modelo *LandGem* e *IPCC Waste Model* mostra que não diferem significativamente (*Wilcoxon matched pairs test*. N=3; Z=1,826; P=0,068). Pelo que se pode aferir que ambos os modelos estão corretamente aplicados ao aterro em estudo, prevendo-se que as emissões difusas reais estarão entre os valores obtidos pelo modelo *LandGem* e *IPCC Waste Model*.

Tabela 8. Valores de CH₄ recuperado medido pela Resulima, e de produção e emissão de CH₄ obtido pela estimativa através dos modelos LandGem e IPCC Waste Model, entre 2010 e 2012

Ano	CH₄ recuperado (kg)	Estimativa de produção de CH₄ (LandGem) (t)	Emissão de CH₄ (LandGem) (t)	Estimativa de produção de CH₄ (IPCC Waste Model) (t)	Emissão de CH₄ (IPCC Waste Model) (t)
2010	4 036	4 771	735	3 245	-647
2011	3 630	4 673	1 043	3 397	-99
2012	3 650	4 428	778	3 561	38

5 Conclusões finais e perspectivas de trabalho futuro

Neste projeto foi analisada a influência de alguns parâmetros meteorológicos nas emissões difusas de CH_4 e CO_2 e comparados os valores de produção e emissão de CH_4 entre dois modelos teóricos, *LandGem* e *IPCC Waste Model*.

Globalmente os resultados parecem apontar para uma grande influência dos parâmetros meteorológicos mais especificamente nas emissões de CH_4 difusas, verificando-se uma relação de proporcionalidade inversa entre as emissões de CH_4 e a humidade relativa e de proporcionalidade direta com a temperatura exterior. Os resultados parecem ser indicativos de uma maior emissão de gases durante o dia do que durante a noite.

Relativamente, ao desempenho dos modelos teóricos sublinha-se particularmente que apesar da discrepância entre os valores obtidos pelo *IPCC Waste Model* e pelo *LandGem*, os mesmos não diferem estatisticamente, pelo que ambos são passíveis de serem aplicados ao aterro em estudo, prevendo-se que as emissões difusas reais estarão entre os valores obtidos pelos dois modelos aplicados.

Tal como é verificado pelo *IPCC Waste Model*, o facto deste modelo não ter em consideração as mesmas categorias de resíduos que a Resulima e a falta de conhecimento dos valores dos parâmetros específicos utilizados no modelo para cada categoria de resíduos, leva a um aumento do erro associado, obtendo resultados pouco precisos e coerentes. Quanto ao *LandGem*, a sobrestimação está associada ao facto de não haver uma especificação dos resíduos e deste não ter em conta as variações que ocorrem ao longo dos anos, nomeadamente, a quantidade de carbono orgânico disponível e as condições meteorológicas.

Os modelos teóricos continuam a ser uma ferramenta fulcral usada pelas entidades gestoras de aterros para uma gestão dos gases gerados, sendo por isso importante o desenvolvimento e otimização destes modelos de forma a obterem resultados mais próximos à realidade de cada aterro. Para a otimização destes modelos é importante a comparação dos resultados obtidos através de medições diretas das emissões difusas com os modelos teóricos aplicados, de forma a conseguir aproximar os modelos teóricos à realidade de cada situação.

No seguimento do trabalho realizado neste projeto seria interessante estudar a variação do caudal das emissões difusas do CH_4 ao longo do dia nas várias zonas do aterro, incluindo a antiga lixeira e as emissões produzidas pelos lixiviados, de forma a compreender a variação do

caudal a nível espacial e temporal. A elaboração de um mapa de emissões com possíveis *hotspots* é uma prática informativa de valor que se sugere. Para além disso seria igualmente importante analisar a influência dos vários parâmetros existentes, nomeadamente as diferentes pressões a que estão sujeitas.

Outras sugestões são o estudo da capacidade de oxidação do CH₄ da cobertura utilizada pela empresa e a análise de diferentes tipos de cobertura de forma a otimizar a capacidade de oxidação do CH₄ no aterro, e conseqüentemente a diminuição das emissões difusas do mesmo gás. Por outro lado, estabelecer comparações entre a quantidade de emissões de CH₄ obtidas pelo modelo utilizado pela empresa com os valores obtidos das medições no terreno, contribuirá para uma melhor perceção das diferenças entre a modelação teórica da realidade do aterro em questão, e eventualmente para a sua otimização.

Bibliografia

- Alexander, A., Burklin, C., & Singleton, A. (2005). *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. Washington, DC: USEPA.
- APA. (2013). *Protocolo de Quioto*. Obtido em 27 de Maio de 2013, de Agência Portuguesa do Ambiente:
<http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=81&sub2ref=119&sub3ref=500>
- APA, CECAC. (2012). *CumprirQuioto.pt: Avaliação do cumprimento do Protocolo de Quioto*. Amadora: Agência Portuguesa do Ambiente.
- Braga, J. (2011). *Previsão de Produção de Biogás em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- CAC. (7 de Fevereiro de 2011). Metas Energia - Clima 2020: RNBC/PNAC 2020. Comissão para as Alterações Climáticas.
- Canaveira, P., Maciel, H., Pereira, T. C., Pina, A., & Seabra, T. (2013). *Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2011: Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Amadora: Agência Portuguesa do Ambiente.
- Chalvatzaki, E., & Lazaridis, M. (3 de Setembro de 2010). Estimation of greenhouse gaseous emissions from municipal solid waste landfills in Greece. Crete, Grécia: Department of Environmental Engineering, Technical University of Crete .
- Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., & Chanton, J. (19 de Setembro de 2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation. *19*, pp. 595-612.
- Conestoga-Rovers & Associates. (2004). *Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean*. Canadá.
- Denman, K., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P. M., Dickinson, R. E., et al. (2007). Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, et al., *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report*

- of the Intergovernmental Panel on Climate Change* . Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- EEA. (13 de Abril de 2011). *Sobre as alterações climáticas*. Obtido em 28 de Junho de 2013, de Agência Europeia do Ambiente: <http://www.eea.europa.eu/pt/themes/climate/about-climate-change>
- EEA. (11 de Junho de 2013). *Alterações climáticas*. Obtido em 28 de Junho de 2013, de Agência Europeia do Ambiente: <http://www.eea.europa.eu/pt/themes/climate/intro>
- EPA. (2013). *Global Greenhouse Gas Emissions Data*. Obtido em 5 de Maio de 2013, de United States Environmental Protection Agency:
<http://www.epa.gov/climatechange/ghgemissions/global.html>
- EPE. (Junho de 2010). Protocol for the quantification of greenhouse gases emissions from waste management activities. Paris: EPE.
- Ferrão, P., Pinheiro, L., Ribeiro, P., Niza, S., Santos, C., Vilão, R., et al. (2011). *Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020*. Lisboa.
- Firmino, T. (7 de Maio de 2013). *A curva de Keeling continua a subir e regista recorde de dióxido de carbono*. Obtido em 15 de Maio de 2013, de Público:
<http://www.publico.pt/j896466>
- Frutuoso, A., & Drumond, J. (7 de Maio de 2009). *Estratégia Nacional para as Alterações Climáticas*. Lisboa.
- Gebert, J., & Groengroeft, A. (23 de Março de 2005). Passive landfill gas emission – Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *26*, 245-251. Alemanha: Elsevier.
- Global Methane Initiative. (2012). *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects*. USEPA.
- Hayes, J. M. (2013). *Evolution of the atmosphere*. Obtido em 15 de Maio de 2013, de Encyclopaedia Britannica:
<http://www.britannica.com/EBchecked/topic/1703862/evolution-of-the-atmosphere/30217/Geologic-carbon-cycle>

- Jacobs, J., & Scharff, H. (2001). Comparison of methane emissions models and methane emissions measurements. Holanda: NV Afvalzorg.
- Mendes, L., & Sobrinho, P. (2007). Comparação entre métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. *Revista Biociências*, 134-142.
- Ministério do Meio Ambiente. (2013). *Efeito de Estufa e Aquecimento Global*. Obtido em 25 de Maio de 2013, de Ministério do Meio Ambiente: <http://www.mma.gov.br/clima/ciencia-da-mudanca-do-clima/efeito-estufa-e-aquecimento-global>
- Nasa. (2013). *Carbon Cycle*. Obtido em 7 de Maio de 2013, de Nasa Earth Observatory: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/>
- Oliveira, R. (2012). Tratamento de resíduos sólidos.
- Oonk, H. (2010). *Literature Review: Methane From Landfills Methods to Quantify Generation, Oxidation and Emission*. Holanda: Oonkay.
- Peixoto, J. (2005). Elementos de Engenharia do Ambiente.
- Pipatti, R., Vieira, S. M., Kruger, D., & Parikh, K. (2006). Waste. In S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, & K. Tanabe, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: IGES.
- Regina, A. (16 de Julho de 2011). *Mudanças Climáticas*. Obtido em 6 de Setembro de 2013, de Educação Ativa: <http://educacriativa.blogspot.pt/2011/03/aula-sobre-efeito-estufa-vilao-ou-heroi.html>
- Resulima. (2003). *Caracterização de resíduos sólidos urbanos*. Resulima.
- Resulima. (2012). *Relatório Ambiental Anual*. Viana do Castelo: Resulima.
- Resulima. (2013). *Resulima - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.* Obtido em 25 de Maio de 2013, de <http://www.resulima.pt/>
- Rogner, H.-H., Zhou, D., Bradley, R., Crabbé, P., Edenhofer, O., Hare, B., et al. (2007). Introduction. In B. Metz, O. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, & L. Meyer, *In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment*
- Scharff, H., & Jacobs, J. (26 de Janeiro de 2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *26*, pp. 417-429.

UNEP. (2005). *Solid Waste Management*. United Nations Environment Programme.

UNFCCC. (Novembro de 2008). *Kyoto Protocol Reference Manual: On Accounting of Emissions and Assigned Amount*.

UNFCCC. (2013). *Kyoto Protocol*. Obtido em 27 de Maio de 2013, de United Nations Framework Convention on Climate Change: http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php

Vilão, R., Venâncio, C., Sousa, A., Gervásio, I., Liberal, P., & Carvalho, T. (2010). *Relatório do Estado do Ambiente 2009*. Agência Portuguesa do Ambiente.

Anexos

Anexo I - Modelos de estimativa de emissões de metano

O *TNO model* é o primeiro modelo no qual os seus parâmetros são baseados em dados reais de produção de biogás em aterro obtidos a partir de um grande grupo de aterros sanitários. O modelo é validado através de medições de CH_4 e CO_2 (Oonk, 2010).

O *GasSim Lite* foi desenvolvido pela Golder Associates em 2010, para a Agência Ambiental da Inglaterra e País de Gales. Trata-se de um modelo que quantifica todos os problemas relacionados com biogás num aterro sanitário, desde emissões de CH_4 , efeitos na qualidade do ar local até à migração através do subsolo para edifícios. Baseia-se nos dados estatísticos dos resíduos do Reino Unido e calcula a partir da quantidade de hemicelulose e celulose nas diversas frações dos mesmos. Para cada fração assume um valor DOC_f com base nas pesquisas da Universidade do Estado da Carolina do Norte (Oonk, 2010).

O *Afvalzorg model*, desenvolvido pela NV Afvalzorg na Holanda, destina-se a dar um prognóstico mais realista sobre a produção de CH_4 em aterros com pouco ou nenhum resíduo doméstico depositado. Baseia-se na combinação entre a literatura e experiência própria com a produção de biogás e a medição das emissões (Oonk, 2010).

O *French E-PRTR model* apresenta duas formas distintas de cálculo, permitindo obter um prognóstico das emissões de CH_4 para as células de um aterro conectadas ao sistema de recolha do biogás através dos dados de recuperação do biogás obtidos pelo operador do aterro e um prognóstico das emissões de CH_4 para as células que não estão conectadas com o sistema de recolha do biogás através do modelo multifásico. Trata-se de um modelo que compreende três categorias de resíduos, cada uma com uma capacidade específica de formação de biogás por tonelada de resíduos. Assume que a capacidade de oxidação na cobertura é de 10% (Jacobs *et al.*, 2001).

O *Calmin* foi desenvolvido por especialistas dos EU por ordem das autoridades da Califórnia. Ao contrário dos restantes não se baseia no balanço mássico do CH_4 , calculando antes a difusão e oxidação do CH_4 através da cobertura, permitindo obter valores para as emissões de CH_4 , que são então calculadas em função da composição da cobertura do aterro e das condições meteorológicas, sendo determinado para cada dia do ano. O ponto fraco deste

modelo é assumir que as emissões ocorrem através da difusão, limitando o modelo para os aterros em que as emissões ocorrem através de caminhos preferenciais (Oonk, 2010).

Anexo II - Métodos de medição de emissões

Medições do solo principal

A medição na cobertura pode fornecer informação mecanizada útil sobre os principais passos que conduzem à emissão de CH_4 : difusão e oxidação (Oonk, 2010).

Os gradientes de concentração de CH_4 e CO_2 no solo podem dar a indicação da difusão dos gases na camada. As amostras do solo do aterro podem ser colhidas e transportadas para um laboratório para a determinação da atividade bacteriológica dos metanotróficos, a qual é determinada por exposição de uma amostra de solo a elevada concentração de CH_4 , medindo o decréscimo da sua concentração ao longo do tempo. Este procedimento oferece uma indicação da capacidade de oxidação do solo. Os ensaios podem ser feitos a diferentes temperaturas e níveis de humidade de forma ter uma melhor compreensão sobre a oxidação (Oonk, 2010).

A principal vantagem do método é fornecer informação sobre os passos fundamentais que levam às emissões de CH_4 . Não tem, contudo, em conta as emissões causadas pela convecção, além de que a sua resolução temporal e espacial é reduzida, e a sua metodologia trabalhosa (Oonk, 2010).

Métodos micrometeorológicos

Os métodos micrometeorológicos são métodos *standards* para a medição de emissões em grandes superfícies, como por exemplo a medição dos fluxos de CH_4 e óxido nítrico em campos agrícolas. Neste método, o fluxo de CH_4 é medido através de um plano horizontal imaginário com cerca de 0,5 a 3 metros de altura relativamente à superfície. O fluxo de metano é determinado como sendo a média do produto entre a concentração do gás e a componente vertical da velocidade do vento *in situ*, Figura A2.1 (Oonk, 2010).

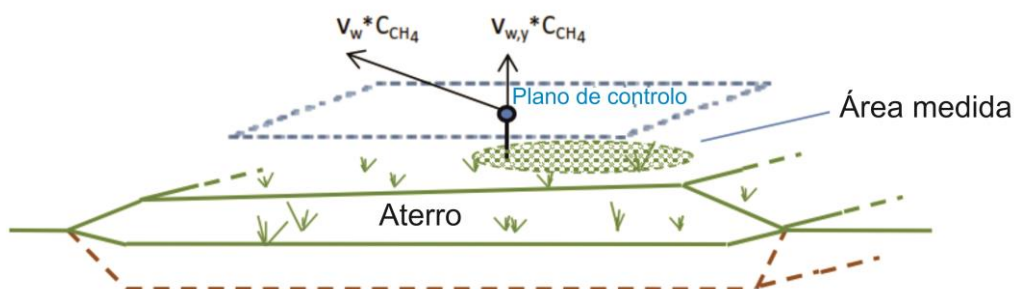


Figura A2.1. Métodos micrometeorológicos (Oonk, 2010).

Trata-se de um princípio teórico de fácil automatização que permite fazer medições durante longos períodos de tempo e monitorizar em simultâneo as emissões de CH_4 e CO_2 . Para além disso, é capaz de medir durante semanas ou mesmo meses e fornecer boas indicações sobre as variações temporais e as emissões médias. O equipamento utilizado é de fácil operação e de tamanho compacto (Oonk, 2010).

Uma desvantagem deste método é ter uma área limitada, não podendo produzir emissões representativas para todo o aterro. Para além disso, apresenta-se sensível à topografia do terreno, havendo portanto uma maior exatidão para aterros com maiores dimensões e mais planos. Outra desvantagem é o facto da técnica ser dispendiosa e o equipamento especializado (Oonk, 2010).

Métodos de balanço de massa

Método de balanço de massa 2D

No método de balanço de massa 2D, o fluxo de CH_4 é medido através de dois planos verticais imaginários antes e depois do aterro, em que a diferença entre ambos os planos tem como resultado a emissão do gás. O fluxo de CH_4 através do plano pode ser medido como o produto entre a velocidade do vento e a concentração do CH_4 em cada ponto do plano, Figura A2.2 (Oonk, 2010).

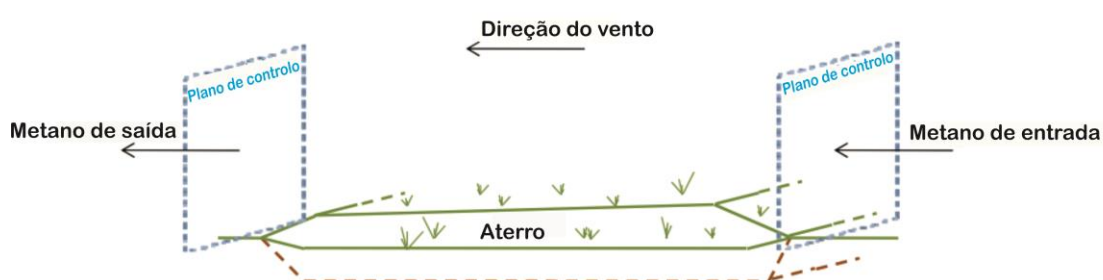


Figura A2.2. Método de balanço de massa 2D (Oonk, 2010).

A vantagem deste método é ser baseado num princípio simples e consistente, em que tirando a velocidade e a direção do vento, não exige qualquer informação meteorológica particular ou modelação da dispersão atmosférica para quantificar as emissões. Por outro lado,

a área de medição é significativamente abrangente. Quanto maior for a largura do plano de controlo, maior é a consistência do método em relação à geometria do aterro (Oonk, 2010).

As principais desvantagens são a dimensão do equipamento, tornando-o pouco flexível, e a necessidade de equipamento altamente especializado, o que obriga a um maior investimento. Ainda, quer a metodologia quer o equipamento são de difícil compreensão (Oonk, 2010).

Método de balanço de massa 1D

O método de balanço de massa 1D utiliza um plano de controlo 1D no topo do aterro. O plano de controlo 1D consiste num poste onde estão colocados, a diferentes alturas, os pontos de amostragem do CH_4 e os anemómetros. O fluxo de CH_4 que passa através do plano de controlo 1D pode estar relacionado com as emissões de gás libertadas na linha do posto, Figura A2.3. Assim, o resultado do método depende dos pressupostos sobre os locais de emissão de CH_4 , uma vez que se o poste for colocado perto de um local onde existe bastantes emissões, o total das mesmas será sobrestimado, pelo que é adequado realizar uma pesquisa qualitativa das emissões de CH_4 , antes de se fazer uma interpretação dos dados brutos (Oonk, 2010).

Geralmente, uma medição dura entre 3 a 6 semanas, durante o qual são medidas as emissões em todas as direções de vento, de forma a mapear as emissões de todo o aterro (Oonk, 2010).

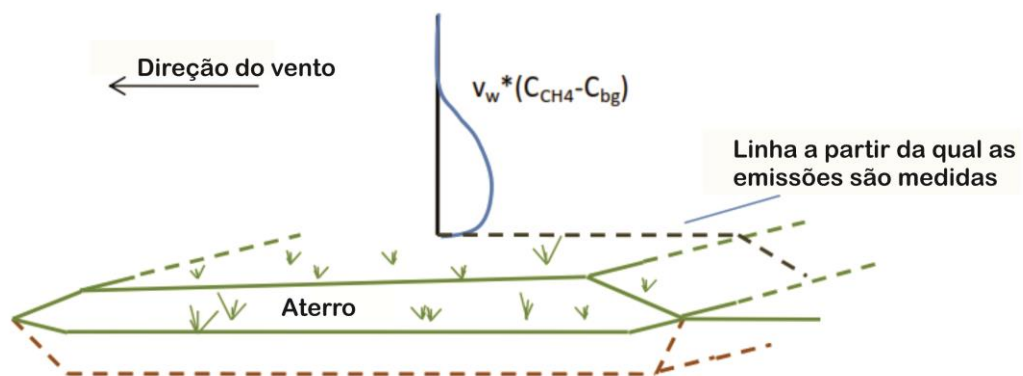


Figura A2.3. Método de balanço de massa 1D (Oonk, 2010).

As principais vantagens verificadas neste modelo são os baixos custos e o equipamento de medição necessário que é relativamente simples. O método pode ser automatizado e as emissões podem ser monitorizadas durante longos períodos de tempo, resultando por um lado

em informação sobre a variabilidade das emissões de CH₄ e por outro, informação sobre a emissão média (Oonk, 2010).

O método de balanço de massa 1D é vantajoso sobretudo para medir as emissões de um aterro inteiro, desde que este não seja muito grande, sendo a máxima distância entre o poste e a lateral do aterro estimada em 10 vezes o comprimento do poste. Para além disso, pode medir simultaneamente a concentração de CH₄ e CO₂ que, quando complementado com a informação sobre o biogás captado e a sua composição, permite obter uma indicação sobre o biogás total produzido e sobre a oxidação do CH₄ (Oonk, 2010).

Contudo este método é menos preciso que o método de balanço de massa 2D, devido à relação entre a localização real da libertação do CH₄ e do poste. Outra desvantagem deste método é ser pouco aplicado em grandes aterros (> 10ha) (Oonk, 2010).

Medições com traçadores de pluma

O método com traçadores de pluma consiste na libertação de uma quantidade conhecida de traçador, por exemplo N₂O, no topo do aterro, sendo posteriormente medida a razão entre este e o CH₄ num local afastado do aterro. Quando ambas as plumas estiverem completamente misturadas, as emissões de CH₄ podem ser calculadas através da Equação 12 (Oonk, 2010):

Equação 12

$$\text{CH}_{4e} = \text{Fluxo do traçador} \times \left(\frac{[\text{CH}_4]}{[\text{Traçador}]} \right)$$

Medições com traçadores de pluma móvel

O equipamento é montado num carro que é posteriormente conduzido através da pluma. Desta forma, é obtido um perfil de concentrações de CH₄ e do traçador ao longo da pluma. Este permite, após a sua análise, verificar se as plumas estão suficientemente misturadas e se a emissão de CH₄ é precisa. Caso se confirme que a mistura das duas plumas é insuficiente, é aplicado um modelo de dispersão que corrige a insuficiência, diminuindo a diferença entre a medição da pluma do traçador e da medição normal (Oonk, 2010).

A principal vantagem deste método é a sua simplicidade, uma vez que permite criar uma situação em que as plumas se misturam completamente, além de que a sua análise e interpretação são simples e sem grandes pressupostos (Oonk, 2010).

No entanto o método apresenta várias limitações como: a dependência meteorológica (a equipa de medição pode estar longos períodos de tempo em *stand-by* caso não se verifiquem condições favoráveis); a dependência da disponibilidade de estradas e/ou outras vias de acesso, de forma a possibilitar a medição da pluma na sua totalidade. A distância relativa a percorrer entre o aterro e o local de medição, uma vez que a distância a percorrer está dependente do tamanho da pluma (Oonk, 2010).

Medições com traçadores de pluma estacionário

O método com traçadores de pluma estacionário apresenta-se como alternativa ao método anterior, que consiste num conjunto de pontos de amostragem fixos localizados em redor do aterro (tipicamente 16 pontos) onde são retiradas amostras das concentrações na pluma. A interpretação do modelo é comparável com o anterior (Oonk, 2010).

As vantagens e desvantagens são semelhantes às do método anterior, contudo apresenta-se menos dependente no que se refere à existência de vias de acesso. Para além disso, como os pontos de amostragem são fixos, apenas os pontos onde passa a pluma é que são recolhidos, ao invés de uma recolha transversal por toda a pluma, pelo que perde um pouco na verificação da mistura completa da pluma, das emissões de CH₄ com a do traçador (Oonk, 2010).

Medições da pluma

Medições da pluma móvel

O método da pluma móvel permite medir concentrações em vários locais da pluma, juntamente com os dados meteorológicos. Segue-se a aplicação da modelação inversa para determinar o perfil de emissão de CH₄ ajustando os melhores valores medidos (Oonk, 2010).

A modelação inversa consiste na comparação entre os resultados obtidos num modelo de emissão do aterro e os resultados da medição nos locais de amostragem, sendo que o processo é repetido até que seja obtido o melhor ajuste entre o modelo de emissão e os dados medidos (Oonk, 2010).

O procedimento padrão para construir um mapa da pluma de CH₄ é a utilização de um carro com o equipamento que passe através da pluma numa distância entre 500 metros e 1 500 metros do aterro, sendo que a distância de dispersão atmosférica é assumida como

suficiente para a eliminação de diferenças verticais das concentrações. Assim, é obtido um perfil transversal da pluma a cerca de 2 metros de altura (Oonk, 2010).

O equipamento utilizado depende das emissões de CH₄ esperadas e da distância do aterro. Geralmente é necessário ter um equipamento que seja capaz de distinguir com alguma segurança entre 1 700 e 1 710 mm³/m³. Entre os equipamentos mais adequados para estas concentrações estão TDL, *Tunable Diode Laser*, QCL, *Quantum Cascade Laser*, e OFCEAS, *Optical Feedback Cavity Enhance Absorption Spectroscopy* (Oonk, 2010).

Trata-se de um método que permite medir as emissões de CH₄ de todo o aterro e em aterros de várias dimensões. Para além disso, proporciona uma melhor estimativa da distribuição das emissões de CH₄ por todo o aterro, incluindo adicionalmente as emissões produzidas no sistema de lixiviados e de gás (Oonk, 2010).

Porém, requiere um modelo de emissão detalhado do aterro e equipamento analítico bastante específico. A interpretação dos dados obtidos baseia-se na dispersão do modelo de emissão tornando-a pouco simples. Outro aspeto negativo a apontar refere-se à necessidade de cumprir com alguns pré-requisitos, como por exemplo, a localização do aterro num local relativamente plano e com estradas acessíveis, ter condições meteorológicas adequadas, disponibilidade de pessoal, adequação da direção e velocidade do vento (entre 3 e 10 m/s), sem mudanças significativas de pressão e sem grandes perturbações físicas no aterro (Oonk, 2010).

Medições da pluma em estacionário

O método da pluma em estacionário foi desenvolvido como sendo uma alternativa mais simples e mais barata relativamente ao método da pluma móvel. Trata-se de um modelo que consiste na colocação de vários sacos de recolha fixos (entre 4 a 8), em diferentes locais em redor do aterro. Quando as condições meteorológicas são adequadas, os sacos de recolha são enchidos com várias amostras, com a ajuda de uma bateria, durante 30 minutos, sendo depois transportados para o laboratório e analisados por forma a determinar a concentração de CH₄. Os resultados são interpretados utilizando a modelação inversa (Oonk, 2010).

As vantagens deste procedimento em relação ao método anterior são os custos e a dimensão do equipamento necessário. Para além disso, a automatização do procedimento de recolha das amostras permite que o equipamento e o pessoal interveniente não estejam em *stand-by* durante longos períodos à espera de condições favoráveis (Oonk, 2010).

No entanto a quantidade de dados obtidos é substancialmente menor que na medição da pluma móvel, tornando o resultado menos fiável, além de que, pontos de amostragem próximos de outras fontes de CH₄ é uma desvantagem (Oonk, 2010).

Medições qualitativas das emissões

O método das medições qualitativas de emissão tem como objetivo a construção de um mapa com as concentrações de CH₄ presentes acima da superfície do aterro. A ausência de concentrações de CH₄ inferior a 0,1 % a cerca de 1 metro acima da superfície do aterro não é indicação da ausência de emissões de CH₄ (Oonk, 2010).

O mapa obtido pode dar a indicação de onde se encontram os *hot-spots* existentes, sendo possível, em alguns casos, a sua reparação, como por exemplo em fissuras nas coberturas do aterro ou fugas no sistema de captação de biogás (Oonk, 2010).

O estudo em campo pode ser feito através de uma caminhada por uma grelha predefinida com um FID portátil ou outro analisador de gás. Outra forma de identificação de *hot-spots* é a aplicação de pesquisas termais de infravermelhos e inspeção visual do campo. Os estudos termais de infravermelhos são realizados, preferencialmente, no início da manhã, mas nunca no verão, para que seja possível detetar pontos mais quentes do que o normal, os quais podem ser causados pela saída de biogás proveniente das partes mais profundas e quentes do aterro ou por outros fenómenos, como a degradação aeróbia dos resíduos presentes na superfície do aterro. A alternativa mais indicada para a identificação de *hot-spots* é a inspeção do campo procurando fissuras na superfície, danos e fugas no sistema de captação de biogás, estando sempre alerta para o odor característico a biogás (Oonk, 2010).

Anexo III - Folha obtida pelo programa PULSONIS com a temperatura e a humidade relativa instantâneas

Na Figura A3.1 é apresentada uma folha obtida pelo programa PULSONIC, onde consta a temperatura instantânea em °C e a humidade relativa instantânea em % a cada meia hora entre as 00:00 h e as 23:30 h do respetivo dia.

		<i>RLima</i>		Half-hourly data	
Date	Hour	Inst Tem	Inst Hum		
29/07/2013	0000	17.0	97.0		
29/07/2013	0030	16.7	99.0		
29/07/2013	0100	16.8	100.0		
29/07/2013	0130	16.8	100.0		
29/07/2013	0200	16.6	100.0		
29/07/2013	0230	16.4	100.0		
29/07/2013	0300	16.5	100.0		
29/07/2013	0330	16.5	100.0		
29/07/2013	0400	16.3	100.0		
29/07/2013	0430	16.4	100.0		
29/07/2013	0500	16.5	100.0		
29/07/2013	0530	16.5	100.0		
29/07/2013	0600	16.5	100.0		
29/07/2013	0630	16.4	100.0		
29/07/2013	0700	16.9	100.0		
29/07/2013	0730	18.0	95.0		
29/07/2013	0800	19.6	83.0		
29/07/2013	0830	19.7	77.0		
29/07/2013	0900	19.8	73.0		
29/07/2013	0930	20.5	69.0		
29/07/2013	1000	20.3	72.0		
29/07/2013	1030	21.0	68.0		
29/07/2013	1100	20.7	72.0		
29/07/2013	1130	21.7	66.0		
29/07/2013	1200	21.6	68.0		
29/07/2013	1230	21.5	65.0		
29/07/2013	1300	21.8	65.0		
29/07/2013	1330	22.1	64.0		
29/07/2013	1400	22.5	63.0		
29/07/2013	1430	22.1	65.0		
29/07/2013	1500	21.6	65.0		
29/07/2013	1530	22.0	68.0		
29/07/2013	1600	22.0	63.0		
29/07/2013	1630	21.6	66.0		
29/07/2013	1700	21.2	66.0		
29/07/2013	1730	21.3	69.0		
29/07/2013	1800	21.3	68.0		
29/07/2013	1830	20.6	73.0		
29/07/2013	1900	20.3	74.0		
29/07/2013	1930	19.6	78.0		
29/07/2013	2000	19.0	81.0		
29/07/2013	2030	18.5	84.0		
29/07/2013	2100	17.8	85.0		
29/07/2013	2130	16.9	87.0		
29/07/2013	2200	16.6	94.0		
29/07/2013	2230	16.2	95.0		
29/07/2013	2300	15.8	95.0		
29/07/2013	2330	15.3	98.0		

Figura A3.1. Folha obtida pelo programa PULSONIC com a temperatura (°C) e a humidade relativa (%) instantâneas.

Anexo IV - LandGem Model

Na figura A4.1 é apresentada uma imagem da folha de cálculo do *LandGem*. Este modelo é utilizado pela empresa para estimar anualmente a produção de biogás no aterro.

The screenshot shows the 'USER INPUTS' section of the LandGem software. It is divided into four main areas:

- 1: PROVIDE LANDFILL CHARACTERISTICS:** Includes fields for 'Landfill Open Year', 'Landfill Closure Year', 'Have Model Calculate Closure Year?' (radio buttons for Yes/No), and 'Waste Design Capacity' (with a unit dropdown set to 'megagrams').
- 2: DETERMINE MODEL PARAMETERS:** Includes dropdown menus for 'Methane Generation Rate, k (year⁻¹)', 'Potential Methane Generation Capacity, L₀ (m³/Mg)' (CAA Conventional - 170), 'NMOC Concentration (ppmv as hexane)' (CAA - 4,000), and 'Methane Content (% by volume)' (CAA - 50% by volume).
- 3: SELECT GASES/POLLUTANTS:** Includes a dropdown for 'Gas / Pollutant #1' (Total landfill gas) and a button for 'Edit Existing or Add New Pollutant'.
- 4: ENTER WASTE ACCEPTANCE RATES:** Includes an 'Input Units' dropdown (Mg/year) and a table with columns 'Year', 'Input Units (Mg/year)', and 'Calculated Units (short tons/year)'. The table rows are numbered 0 to 17.

Buttons for 'Clear ALL Non-Parameter Inputs/Selections' and 'Restore Default Model Parameters' are also visible. A navigation bar at the bottom includes 'INTRO', 'USER INPUTS', 'POLLUTANTS', 'INPUT REVIEW', 'METHANE', 'RESULTS', 'GRAPHS', 'INVENTORY', and 'REPORT'.

Figura A4.1. Folha de cálculo do *LandGem*.

De forma a estimar o CH₄ produzido foi necessário colocar a quantidade de resíduos depositados, anualmente, em aterro desde a data de abertura, 1998, até ao ano de fecho, que neste caso foi considerado como 2010, 2011 e 2012, uma vez que se estudou a produção de CH₄ no final de cada um destes anos.

Neste modelo foram também introduzidos os parâmetros: k, L₀, a concentração de compostos orgânicos que não são CH₄ (NMOC) e a percentagem de CH₄ presente do biogás, apresentados na Tabela A4.1.

Tabela A4.1. Valores dos parâmetros introduzidos no modelo em cada ano de fecho

Ano	k/ano ⁻¹	L ₀ /m ³ .t ⁻¹	Concentração de NMOC (cm ³ /m ³)	Quantidade de CH ₄ (%)
2010	0,08	100	4,0	55,7
2011	0,07	100	4,0	56,8
2012	0,06	100	4,0	58,1

Anexo V - IPCC Waste Model

Na figura A5.1 está apresentado a folha de cálculo do *IPCC Waste Model*. Este modelo foi aplicado de forma a comparar com estimativa de produção e emissão de CH₄ obtido pelo *LandGem*.

Parameters		Country: Portugal		Region: Europe, Western	
Please enter parameters in the yellow cells. Help on parameter selection can be found in the 2006 IPCC guidelines		If no national data are available, copy the IPCC default value.			
		IPCC default value		Country-specific parameters	
		Value	Reference and remarks	Notes	
Starting year		1950	1950		
DOC (Degradable organic carbon) (weight fraction, wet basis)	Waste by composition				
	Range	Default			
Food waste	0.08-0.20	0.15	0.15		
Garden	0.18-0.22	0.2	0.2	May include garden waste provided that a suitable value of DOC is used	
Paper	0.36-0.45	0.4	0.4	Garden (yard) and park waste and other moderately fast degrading waste	
Wood and straw	0.39-0.46	0.43	0.43		
Textiles	0.20-0.40	0.24	0.24	Natural textiles such as wool and cotton. The default DOC value assumes 40% of textiles are synthetic materials that do not contain DOC	
Disposable nappies	0.18-0.32	0.24	0.24		
Sewage sludge	0.04-0.05	0.05	0.05		
Industrial waste	0-0.54	0.15	0.15	The composition of industrial waste will vary significantly by country. This DOC value should match the amounts entered (see Guidelines)	
DOCf (fraction of DOC dissimilated)		0.5	0.5		
Methane generation rate constant (k) (years ⁻¹)	Wet temperate				
	Range	Default			
Food waste	0.1-0.2	0.185	0.185		
Garden	0.06-0.1	0.1	0.1	May include garden waste provided that a suitable value of DOC is used	
Paper	0.05-0.07	0.06	0.06	Garden (yard) and park waste and other moderately fast degrading waste	
Wood and straw	0.02-0.04	0.03	0.03		
Textiles	0.05-0.07	0.06	0.06	Natural textiles such as wool and cotton. Synthetic textiles are assumed not to contain DOC	
Disposable nappies	0.06-0.1	0.1	0.1		
Sewage sludge	0.1-0.2	0.185	0.185		
Industrial waste	0.08-0.1	0.09	0.09	The composition of industrial waste will vary significantly by country. This DOC value should match the amounts entered (see Guidelines)	

Figura A5.1. Folha de cálculo do IPCC Waste Model.

Neste modelo, foram introduzidos os valores da percentagem de metano, 0,6 %, da caracterização dos resíduos que consta no Anexo VI, da população, do *per capita*, do CH₄ recuperado anualmente e dos resíduos industriais depositados em aterro, sendo que nos restantes parâmetros foram considerados os valores-padrão do modelo considerados para Portugal e para um clima húmido temperado.

Na tabela A5.1 são apresentados os valores da população, do *per capita*, dos resíduos industriais depositados e do CH₄ recuperado desde 1998 a 2012.

Tabela A5.1. Valores da população, dos resíduos industriais, dos resíduos depositados, do *per capita* e do CH₄ recuperado que foram introduzidos no *IPCC Waste Model*

Ano	População ³ (hab)	Resíduos industriais (t)	Resíduos depositados (a) (t)	Per capita (b) (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	CH ₄ recuperado (c) (t)
1998	326.065	0	2.509	8	-
1999	326.065	1.962	59.258	182	-
2000	326.065	5.221	99.539	305	-
2001	326.065	6.700	102.183	313	-
2002	326.065	6.928	116.744	358	-
2003	326.065	8.848	112.809	346	-
2004	326.065	6.520	117.279	360	-
2005	326.065	6.061	122.007	374	-
2006	326.065	5.881	126.778	389	-
2007	326.065	5.981	125.823	386	-
2008	326.065	6.531	125.835	386	3.320
2009	326.065	7.560	125.520	385	3.644
2010	321.776	6.873	127.014	395	4.036
2011	321.776	1.456	119.400	371	3.630
2012	321.776	1.240	115.404	359	3.650

(a)

$$\text{Resíduos depositados} = \text{Resíduos totais depositados} - \text{Resíduos industriais}$$

(b)

$$\text{Per capita} = \frac{\text{Resíduos depositados}}{\text{População}}$$

(c)

$$\text{CH}_4 \text{ recuperado} = \text{Biogás recuperado} \times \% \text{CH}_4 \times \text{Massa volúmica}_{\text{CH}_4}^4$$

³ Censos de 2001 e 2011.

⁴ A massa volúmica de CH₄ considerada foi de 0,72 kg/m³ (Oonk, 2010).

Anexo VI - Caracterização dos resíduos de 2010 a 2012

Nas figuras A6.1 a A6.3 estão apresentadas as caracterizações dos resíduos de 2010, 2011 e 2012, respetivamente, efetuadas pela empresa Resulima.

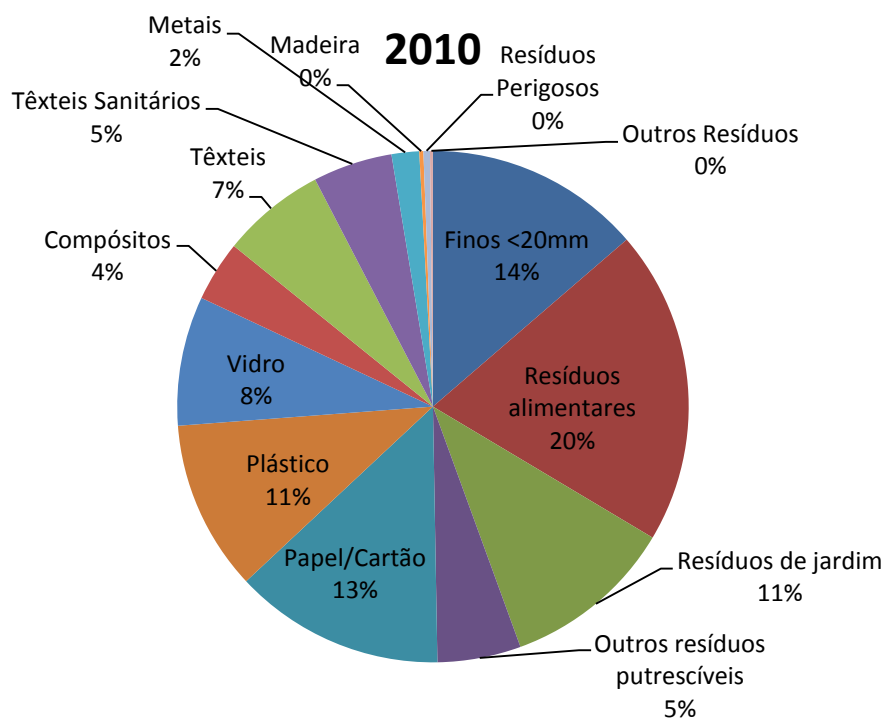


Figura A6.1. Representação gráfica da caracterização dos resíduos de 2010.

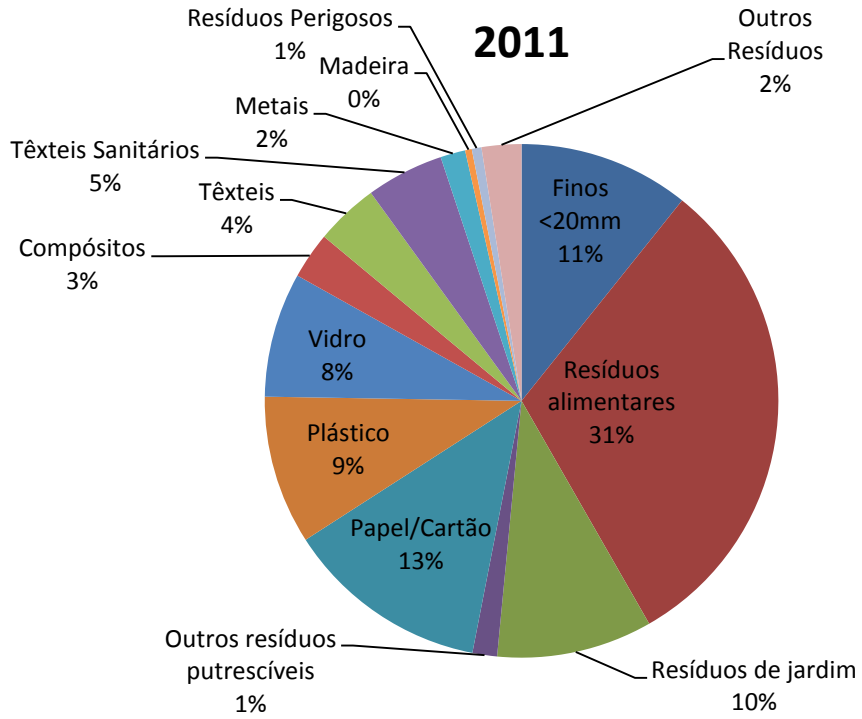


Figura A6.2. Representação gráfica da caracterização dos resíduos de 2011.

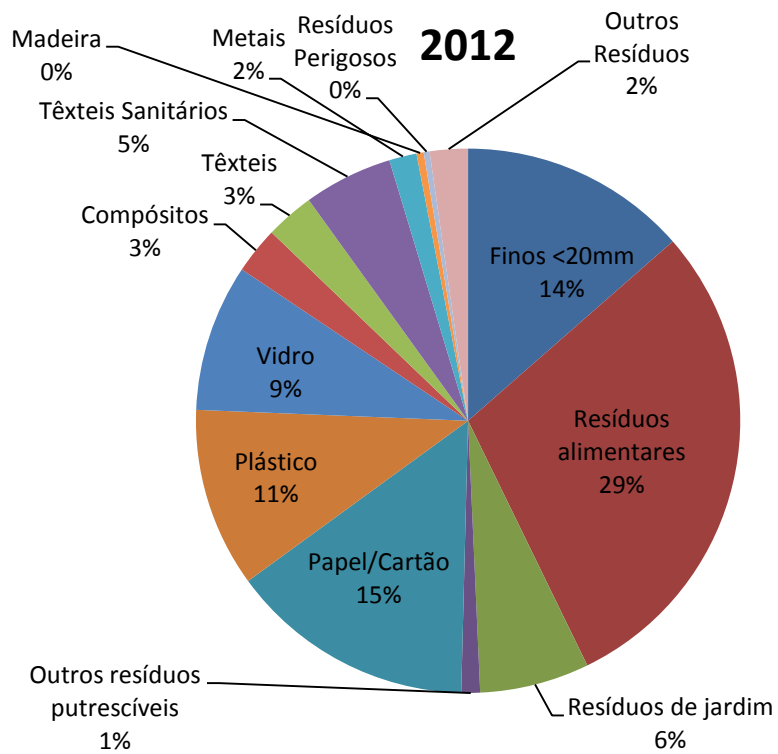


Figura A6.3. Representação gráfica da caracterização dos resíduos de 2012.

Anexo VII – Análise estatística

Nas tabelas de A7.1 a A7.14 são apresentados os dados sobre os graus de liberdade, SS, MS F e *p-value* obtidos nas análises *ANOVA nested-design*.

Tabela A7.1. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função do tempo (horas, semanas e meses)

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Effect					
Intercept	1	4718,051	4718,051	97,12085	0,000000
semanas(meses)	3	861,944	287,315	5,91436	0,001175
meses	1	17,626	17,626	0,36283	0,548888
horas(semanas*meses)	35	6540,674	186,876	3,84684	0,000001
Error	70	3400,543	48,579		

Tabela A7.2. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CO₂ em função do tempo (horas, semanas e meses)

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	P
Effect					
Intercept	1	14747,39	14747,39	282,9705	0,000000
semanas(meses)	3	685,09	228,36	4,3818	0,006947
meses	1	28,05	28,05	0,5382	0,465647
horas(semanas*meses)	35	8493,46	242,67	4,6563	0,000000
Error	70	3648,15	52,12		

Tabela A7.3. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do O₂ em função do tempo (horas, semanas e meses)

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Effect					
Intercept	1	11111,35	11111,35	1234,294	0,000000
semanas(meses)	3	89,06	29,69	3,298	0,025338
meses	1	72,34	72,34	8,036	0,005990
horas(semanas*meses)	35	1894,76	54,14	6,014	0,000000
Error	70	630,15	9,00		

Tabela A7.4. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do N₂ em função do tempo (horas, semanas e meses)

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Effect					
Intercept	1	376999,4	376999,4	2803,967	0,000000
semanas(meses)	3	2489,6	829,9	6,172	0,000877
meses	1	58,0	58,0	0,431	0,513453
horas(semanas*meses)	35	17338,1	495,4	3,684	0,000002
Error	70	9411,7	134,5		

Tabela A7.5. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função da temperatura exterior ao longo do dia

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	P
Effect					
Intercept	1	5749,959	5749,959	127,0083	0,000000
horas	7	5111,819	730,260	16,1304	0,000000
temp ex(horas)*	9	1649,742	183,305	4,0489	0,000210
error	93	4210,326	45,272		

*“Temp ex” é a variável categórica correspondente à temperatura no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.6. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CO₂ em função da temperatura exterior ao longo do dia

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	P
Effect					
Intercept	1	19966,00	19966,00	394,2779	0,000000
horas	7	6791,73	970,25	19,1599	0,000000
temp ex(horas)*	9	1319,30	146,59	2,8948	0,004618
error	93	4709,47	50,64		

*“Temp ex” é a variável categórica correspondente à temperatura no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.7. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do O₂ em função da temperatura exterior ao longo do dia

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	P
Effect					
Intercept	1	10275,90	10275,90	929,4318	0,000000
horas	7	1427,45	203,92	18,4442	0,000000
temp ex(horas)*	9	114,95	12,77	1,1552	0,332998
error	93	1028,22	11,06		

*“Temp ex” é a variável categórica correspondente à temperatura no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.8. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do N₂ em função da temperatura exterior ao longo do dia

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	P
Effect					
Intercept	1	401042,8	401042,8	3220,849	0,000000
horas	7	13664,1	1952,0	15,677	0,000000
temp ex(horas)*	9	4644,2	516,0	4,144	0,000163
error	93	11579,9	124,5		

*“Temp ex” é a variável categórica correspondente à temperatura no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.9. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia

ANOVA nested-design Effect	Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition				
	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Intercept	1	5630,305	5630,305	158,8349	0,000000
horas	7	4173,551	596,222	16,8198	0,000000
HR ex(horas)*	11	2634,341	239,486	6,7561	0,000000
error	91	3225,726	35,448		

*“HR” é a variável categórica correspondente à humidade relativa no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.10. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CO₂ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia

ANOVA nested-design Effect	Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition				
	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Intercept	1	18519,12	18519,12	402,1021	0,000000
Horas	7	5901,32	843,05	18,3049	0,000000
HR ex(horas)*	11	1837,70	167,06	3,6274	0,000283
Error	91	4191,07	46,06		

*“HR” é a variável categórica correspondente à humidade relativa no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.11. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise ANOVA *nested-design* para a variação do O₂ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design Effect	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Intercept	1	8340,556	8340,556	770,1592	0,000000
horas	7	1301,866	185,981	17,1733	0,000000
HR ex(horas)*	11	157,667	14,333	1,3235	0,224418
error	91	985,498	10,830		

*“HR” é a variável categórica correspondente à humidade relativa no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.12. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise ANOVA *nested-design* para a variação do N₂ em função da humidade relativa exterior ao longo do dia

Univariate Tests of Significance for % cell viability Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design Effect	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Intercept	1	336058,6	336058,6	3455,605	0,000000
Horas	7	11306,2	1615,2	16,608	0,000000
HR ex(horas)*	11	7374,3	670,4	6,893	0,000000
Error	91	8849,8	97,3		

*“HR” é a variável categórica correspondente à humidade relativa no exterior da caixa de amostragem.

Tabela A7.13. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função da temperatura no interior da caixa de amostragem ao longo do tempo

Univariate Tests of Significance for % cell viability					
Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Graus de liberdade	SS	MS	F	p
Effect					
Intercept	2779,368	1	2779,368	37,80790	0,000000
Horas	4372,799	7	624,686	8,49763	0,000002
temp caixa(horas)*	281,119	7	40,160	0,54630	0,794223
Error	3014,029	41	73,513		

*“Temp caixa” é a variável categórica correspondente à temperatura no interior da caixa de amostragem.

Tabela A7.14. Dados sobre os graus de liberdade, SS, MS, F e *p-value* obtidos na análise *ANOVA nested-design* para a variação do CH₄ em função das amplitudes térmicas obtidas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem ao longo do tempo

Univariate Tests of Significance for % cell viability					
Over-parameterized model - Type III decomposition					
ANOVA nested-design	Gaus de liberdade	SS	MS	F	p
Effect					
Intercept	1	4157,064	4157,064	130,6262	0,000000
horas	7	4902,861	700,409	22,0087	0,000000
dif temp(horas)*	10	2085,832	208,583	6,5542	0,000009
error	38	1209,317	31,824		

*“dif temp” é a variável categórica correspondente às diferenças de temperaturas registadas entre o interior e o exterior da caixa de amostragem.