

• C •

FCTUC FACULDADE DE CIÊNCIAS
E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA MECÂNICA

Estimativa de gases com efeito de estufa em processos de compostagem

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente

Autor

Diana Filipa Mendes Sousa

Orientador

Margarida Maria João de Quina

Júri

Presidente Professor Doutor António Rui de Almeida Figueiredo
Professor Associado da Universidade de Coimbra

Vogais Professor Doutor Licínio Manuel Gando Azevedo Ferreira
Professor Auxiliar da Universidade de Coimbra

Coimbra, Setembro 2012

Agradecimentos

Expresso o meu agradecimento à professora Doutora Margarida Maria João de Quina pelo seu apoio, incentivo e acompanhamento os quais foram determinantes na realização desta dissertação.

À Engenheira Micaela Soares pela disponibilidade, ensinamentos e ajuda na execução do trabalho experimental.

Aos meus amigos e colegas de curso, por todos os momentos vividos em conjunto que tornaram esta etapa de vida inesquecível.

Ao meu irmão, cunhada e sobrinho por todo o carinho e apoio.

De forma muito especial aos meus Pais, pelo carinho, paciência, motivação e apoio incondicional neste percurso e em toda a minha vida.

Resumo

O principal objetivo deste trabalho focou-se na estimativa de gases com efeito de estufa (GEE) ao longo de processos de compostagem. Neste âmbito, foram feitas medições de dióxido de carbono libertado em reatores laboratoriais de compostagem e comparadas com emissões teóricas a partir de fatores de emissão propostos na literatura, e com previsões estequiométricas. Adicionalmente, foi determinado experimentalmente a quantidade emitida de amoníaco, que não sendo considerado GEE, pode contribuir para este efeito por via indireta. As metodologias experimentais envolveram a absorção de CO₂ numa solução de NaOH e de NH₃ numa solução de H₃BO₃.

De um modo geral, as emissões dos GEE podem ser distintas, dependendo dos materiais, do tipo de sistema e das condições operatórias utilizados. No presente estudo, as emissões de CO₂ observadas através de absorção em NaOH variam de 11.9 a 30.8 g CO₂ kg resíduo⁻¹. Na literatura estes valores variam de 12 a 252 g CO₂ kg resíduo⁻¹. Por sua vez, as emissões de CH₄ e N₂O previstas através de fatores de emissão da literatura variam, respetivamente, de 0.006 a 12 g CH₄ kg resíduo⁻¹ e 0.0014 a 0.676 g N₂O kg resíduo⁻¹. Em relação ao NH₃, as emissões observadas foram de 0.5 a 2.8 g NH₃ kg resíduo⁻¹. Os valores obtidos através de cálculos estequiométricos para o CO₂ e NH₃ variam, respetivamente, de 16 a 716 g CO₂ kg MO⁻¹ e 3.97×10⁻⁵ a 2.13×10⁻² g NH₃ kg MO⁻¹.

De entre as metodologias usadas neste estudo a mais adequada para monitorizar GEE é a medição direta de gases na corrente de saída, sendo contudo, recomendável a cromatografia gasosa de modo a medir simultaneamente e on-line CO₂, CH₄ e N₂O.

Palavras - chave: Gases com efeito de estufa, amoníaco, compostagem, fatores de emissão.

Abstract

The main goal of this study focused on the estimation of greenhouse gas (GHG) over composting processes. In this connection, measurements were made of carbon dioxide released in laboratory reactors composting and compared with theoretical emissions from emission factors proposed in the literature, and with stoichiometric predictions. Additionally, it was experimentally determined the amount of emitted ammonia, which was not considered GHG, may contribute to this effect by indirect means. The experimental methodologies involve the absorption of CO₂ in a solution of NaOH and a NH₃ in a solution of H₃BO₃.

In general, GHG emissions may be different depending on the materials, the type of system used and the operating conditions. In this study, CO₂ emissions observed through absorption in NaOH ranging from 11.9 to 30.8 g CO₂ kg waste⁻¹. In the literature values range from 12 to 252 g CO₂ kg waste⁻¹. In turn, the CH₄ and N₂O provided through emission factors literature range, respectively, from 0.006 to 12 g CH₄ kg waste⁻¹ and 0.0014 to 0676 g N₂O kg waste⁻¹. Regarding NH₃ emissions were observed 0.5 to 2.8 g NH₃ kg waste⁻¹. The values obtained by stoichiometric calculations for CO₂ and NH₃ ranging, respectively, from 16 to 716 g CO₂ kg OM⁻¹ and 3.97×10^{-5} to 2.13×10^{-2} g NH₃ kg OM⁻¹.

Among the methodologies used in this study more appropriate to monitor GHG is the direct measurement of gases in output current being however recommended to gas chromatography to measure simultaneously and on-line CO₂, CH₄ and N₂O.

Keywords Greenhouse gases, ammonia, composting, emission factors.

Índice

Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
Índice de Figuras	vi
Índice de Tabelas	viii
Acrónimos	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Enquadramento e motivação	1
1.2. Objetivos	2
1.3. Estrutura da dissertação	3
2. ENQUADRAMENTO TEÓRICO	4
2.1. Gestão de resíduos	4
2.2. Processo de compostagem	6
2.3. Gases com efeito de estufa emitidos durante a compostagem.....	11
3. ESTADO DA ARTE	15
4. METODOLOGIAS	18
4.1. Determinação da concentração de gases por titulação	18
4.1.1. Plano de amostragem	18
4.1.2. Determinação do teor de humidade	19
4.1.3. Determinação de CO ₂ por titulação	19
4.1.4. Determinação de NH ₃ por titulação	21
4.2. Determinação dos GEE através de fatores de emissão	22
4.3. Determinação de CO ₂ e NH ₃ por cálculo estequiométrico	22
5. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	25
5.1. Monitorização dos processos de compostagem	25
5.1.1. Experiência A	25
5.1.2. Experiência B	32
5.2. Estimativa dos GEE através de fatores de emissão	39
5.3. Estimativa de CO ₂ e NH ₃ através de cálculos estequiométricos	41
5.4. Análise das diferentes metodologias para cálculo dos GEE	43
6. CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
APÊNDICE A	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Emissões de GEE em Portugal por setor em 2010 (Fonte: adaptado de NIR, 2012).....	11
Figura 2.2 - Transformações e transferências de azoto durante a compostagem. (Fonte: adaptado de Guardia <i>et al.</i> , 2010).....	14
Figura 4.1 - (a) Reator laboratorial de compostagem, (b) Sistema de recolha de gases.....	18
Figura 4.2 - Sistema laboratorial de absorção de CO ₂	20
Figura 4.3 - Sistema laboratorial de absorção de NH ₃	22
Figura 5.1 - Perfil de temperatura da mistura (°C), temperatura ambiente (°C) e percentagem volumétrica de oxigénio (% O ₂) nos reatores (a) R _{C1} , (b) R _{C2} , (c) R _{C3} e (d) R _{C4}	26
Figura 5.2 - Evolução da (a) massa da mistura e (b) teor de humidade dos compostos (R _{C1} a R _{C4}).....	28
Figura 5.3 - Concentração de CO ₂ (ppm) emitido durante o processo de compostagem (a) R _{C1} , (b) R _{C2} , (c) R _{C3} e (d) R _{C4}	29
Figura 5.4 - Emissões de CO ₂ (g CO ₂ h ⁻¹ kg resíduo ⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R _{C1} , (b) R _{C2} , (c) R _{C3} e (d) R _{C4}	31
Figura 5.5 - Emissões cumulativas de CO ₂ (g CO ₂ kg resíduo ⁻¹) durante o processo de compostagem nos reatores (a) R _{C1} , (b) R _{C2} , (c) R _{C3} e (d) R _{C4}	31
Figura 5.6 - Perfil de temperatura da mistura (°C), temperatura ambiente (°C) e percentagem volumétrica de oxigénio nos reatores (% O ₂), dos compostos (a) R _{N1} , (b) R _{N2} , (c) R _{N3} e (d) R _{N4}	34
Figura 5.7 - Concentração de CO ₂ (ppm) emitido durante o processo de compostagem (a) R _{N1} , (b) R _{N2} , (c) R _{N3} e (d) R _{N4}	35
Figura 5.8 - Emissões de CO ₂ (g CO ₂ h ⁻¹ kg resíduo ⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R _{N1} , (b) R _{N2} , (c) R _{N3} e (d) R _{N4}	36
Figura 5.9 - Emissões cumulativas de CO ₂ (g CO ₂ kg resíduo ⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R _{N1} , (b) R _{N2} , (c) R _{N3} e (d) R _{N4}	36

Figura 5.10 - Concentração de NH_3 (ppm) emitido durante o processo de compostagem (a) R_{N1} , (b) R_{N2} , (c) R_{N3} e (d) R_{N4}	37
Figura 5.11 - Emissões de NH_3 ($\text{g NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ kg resíduo}^{-1}$) durante o processo de compostagem (a) R_{N1} , (b) R_{N2} , (c) R_{N3} e (d) R_{N4}	38
Figura 5.12 - Emissões cumulativas de NH_3 ($\text{g NH}_3 \text{ kg resíduo}^{-1}$) durante o processo de compostagem (a) R_{N1} , (b) R_{N2} , (c) R_{N3} e (d) R_{N4}	39
Figura 5.13 - Resumo de valores de fatores de emissão de CO_2 medidos experimentalmente e estimados através de FE.....	44
Figura 5.14 - Resumo de valores de fatores de emissão de CH_4	45
Figura 5.15 - Resumo de valores de fatores de emissão de N_2O	45

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Potencial de Aquecimento Global dos GEE mais relevantes, tendo por base um horizonte de tempo de 100 anos (Fonte: IPCC, 2001).....	12
Tabela 3.1 - Resumo de estudos sobre estimativa de gases com efeito de estufa na compostagem.....	16
Tabela 3.2 - Fatores de emissão indicados na literatura.....	17
Tabela 4.1 - Equações estequiométricas das reações ao longo do processo de compostagem.....	23
Tabela 5.1 - Composição das misturas de compostagem nos reatores R _{C1} a R _{C4}	25
Tabela 5.2 - Caudais de ar de entrada (m ³ h ⁻¹).....	27
Tabela 5.3 - Composição das misturas de compostagem na Experiência B (R _{N1} a R _{N4}).....	32
Tabela 5.4 - Revolvimento das misturas da Experiência B (R _{N1} a R _{N4}).....	33
Tabela 5.5 - Caudais de ar de entrada (m ³ h ⁻¹).....	33
Tabela 5.6 - Emissões dos GEE medidas (CO ₂) e estimadas (CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O) durante o processo de compostagem R _{C1} a R _{N4}	40
Tabela 5.7 – Fatores de emissão de CO ₂ e NH ₃ estimados estequiometricamente durante o processo de compostagem.....	42
Tabela 5.8 – Fator de emissão de CO ₂ com base nas medições laboratoriais durante processos de compostagem R _{N1} a R _{N4}	42
Tabela 5.9 - Quantidade de carbono presente nos materiais.....	43

ACRÓNIMOS

AP - Aparas de relva

AT - Azoto total

CA - Casca de arroz

CB - Casca de batata

CO - Casca de ovo

COT - Carbono orgânico total

CT - Carbono total

DMDS - Dimetil dissulfureto

DMS - Dimetil sulfureto

FE - Fatores de emissão

GEE - Gases com efeito de estufa

GI - Índice de germinação

H - Humidade

IPCC - Painel Intergovernamental sobre as alterações climáticas

MM - Metilmercaptano

MO - Matéria orgânica

PAG - Potencial de aquecimento global

RSU - Resíduos sólidos urbanos

SV - Sólidos voláteis

T - Temperatura

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento e motivação

As alterações climáticas induzidas pelo Homem e provocadas pelo aumento da emissão de gases com efeito de estufa (GEE) para a atmosfera, é um fenómeno que ameaça e continuará a ameaçar a qualidade de vida da humanidade e dos ecossistemas. A tendência atual das mudanças climáticas é o aquecimento do planeta para as temperaturas mais elevadas dos últimos 1,40 milhões de anos (Thomas *et al.*, 2004 citado em Mohared *et al.*, 2008).

Por outro lado, com a revolução industrial houve uma mudança de hábitos que contribuiu para o aumento da produção de resíduos, causando inúmeros impactes ambientais, nomeadamente ao nível dos solos, água e ar, que têm levado a uma crescente necessidade de minimizar a produção de resíduos, e de assegurar a gestão sustentável dos mesmos.

Os resíduos orgânicos biodegradáveis constituem uma fração relevante dos resíduos sólidos produzidos, que levantam problemas específicos e relativamente aos quais importa encontrar soluções ambientais e económicas viáveis. De acordo com o Painel Intergovernamental sobre as alterações climáticas (IPCC, 2006), o sector dos resíduos contribui significativamente para as emissões de GEE sendo responsável por cerca de 5% da contabilidade global do efeito estufa. Neste âmbito, o método da compostagem tem sido utilizado como alternativa à deposição em aterro sanitário, dado que permite a redução de custos com a deposição em aterro. Contudo, a vertente mais relevante é o facto de se produzir um corretivo orgânico com valor para a utilização em solos com baixo teor de matéria orgânica e nutrientes, tendo em conta a proteção da qualidade dos solos, das águas subterrâneas e superficiais, bem como da saúde pública.

De acordo com o IPCC, os GEE mais relevantes são o vapor de água, dióxido de carbono, metano, ozono, óxido de azoto e gases fluorados. Contudo, os GEE relevantes nos processos de compostagem são o CO₂, CH₄ e o N₂O (Sommer *et al.*, 2004; Sánchez-Monedero *et al.*, 2010; Anderson *et al.*, 2010; Park *et al.*, 2011).

A concentração global de CO₂ presente na atmosfera aumentou desde a época pré-industrial, de 280 ppm para cerca 380 ppm em 2005. Durante o período de 1995 - 2005 a média da sua taxa de aumento anual foi cerca de 1,90 ppm (IPCC, 2007). Segundo o IPCC (2001), as concentrações atmosféricas de CO₂, CH₄ e N₂O aumentaram sobretudo nos últimos 200 anos, sendo que o seu efeito tem levantado preocupações relacionadas com o aumento do efeito estufa e as suas implicações para as mudanças climáticas. Neste sentido, foi concebido o "Protocolo de Quioto" para impor restrições às emissões de GEE, dando de certa forma resposta às preocupações sobre o impacto ambiental de gestão de resíduos (Chen e Lin, 2008).

Tendo em conta estas considerações, a principal motivação para a realização deste trabalho resulta do interesse em quantificar as emissões de GEE libertadas durante processos de compostagem.

1.2. Objetivos

O principal objetivo deste trabalho é estimar a quantidade dos principais GEE, em particular do CO₂, emitido ao longo de processos de compostagem. Para tal foram consideradas três metodologias alternativas:

- i) Medição do CO₂ libertado ao longo do processo;
- ii) Estimativa dos GEE através de fatores de emissão;
- iii) Estimativa do CO₂ libertado através de cálculos estequiométricos.

Adicionalmente, foi também determinada a quantidade libertada de amoníaco, que não sendo considerado como GEE, o mesmo poderá ter uma contribuição relevante por via indireta.

1.3. Estrutura da dissertação

O presente trabalho divide-se em 6 capítulos. No primeiro capítulo, onde se encontra esta secção, é feita uma breve introdução ao problema e são definidos os objetivos do estudo. No segundo capítulo é feito um enquadramento do tema onde é abordada a gestão de resíduos, o processo de compostagem, os fatores que interferem neste processo e os gases com efeito de estufa emitidos. No terceiro capítulo é indicado o estado da arte, onde são analisados diversos estudos publicados sobre a temática, identificando as suas principais contribuições. No quarto capítulo são descritas as metodologias utilizadas na elaboração do presente trabalho. No quinto capítulo são apresentados e discutidos os resultados. Finalmente, no sexto capítulo são destacadas as conclusões finais do estudo desenvolvido nesta dissertação, incluindo recomendações e sugestões para investigações futuras.

Como nota final devo salientar que este trabalho faz parte de um projeto mais abrangente cujo tema é a “Valorização de casca de ovo através de processos de compostagem”. Deste modo, alguns resultados aqui apresentados foram obtidos em conjunto pela equipa desse projeto.

2. ENQUADRAMENTO TEÓRICO

A produção de resíduos é o reverso da medalha da sociedade de consumo atual. Na verdade, devido ao crescimento acelerado da utilização dos recursos, torna-se importante a implementação de medidas para a redução da quantidade de resíduos gerados.

Analisando a composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) produzidos chega-se à conclusão que mais de 40% são facilmente biodegradáveis (IEA Bioenergy, 2001), e como tal a compostagem pode desempenhar um papel importante neste âmbito.

Na gestão de resíduos, as questões críticas a considerar incluem não só o tratamento seguro e eliminação de resíduos, mas também a gestão do sistema de geração de gases com efeito de estufa.

2.1. Gestão de resíduos

A correção orgânica dos solos com dejetos de animais e resíduos vegetais é praticada desde que os solos começaram a ser utilizados para a produção vegetal, e foi, tradicionalmente, o principal meio de restaurar o balanço de nutrientes no solo. A obtenção de fertilizante orgânico através da compostagem, é conhecida pelos agricultores desde longa data. Os registos de operações de compostagem em pilhas remontam a mais de 2000 anos, na China, existindo várias referências bíblicas sobre as práticas de correção do solo (Brito, 2007).

Na Europa, durante o século XVIII e XIX, os agricultores transportavam os seus produtos para as cidades em crescimento e, em troca, regressavam às suas terras com os resíduos sólidos urbanos das cidades para utilizá-los como corretivos orgânicos do solo. Assim, os resíduos sólidos urbanos eram quase completamente reciclados através da agricultura para sustentar a produção vegetal.

A expansão das áreas urbanas, o aumento populacional, a intensificação da produção agrícola e a produção animal provocou o aumento do volume de dejetos, colocando problemas de higiene. Entretanto, os fertilizantes minerais, na maioria dos países ocidentais, substituíram completamente os resíduos orgânicos como fonte de nutrientes para as culturas. Na década de 1970 e 1980, a compostagem, nos países desenvolvidos, perdeu a sua popularidade como método de gestão dos resíduos urbanos, principalmente porque a qualidade dos resíduos se tornou cada vez mais inadequada para este processo e, também, devido à inexistência de mercado para o produto acabado.

Nos anos 90, verificou-se que em muitos países, incluindo Portugal lançavam, de forma indiscriminada, resíduos em vazadouros ou lixeiras, muitas vezes a céu aberto, sem qualquer tipo de controlo, constituindo um verdadeiro atentado para o ambiente e saúde pública. Devido a estes acontecimentos, em Portugal, o Instituto dos Resíduos empenhou-se para modificar a situação, através da selagem das lixeiras e sua substituição por tecnossistemas ambientalmente mais seguros tais como, aterro sanitário controlado, compostagem, incineração e recolha seletiva (Gonçalves, 2005).

Atualmente, quantidades elevadas de resíduos sólidos urbanos ainda são colocadas diariamente em aterro devido, sobretudo, ao baixo custo que este processo apresenta comparativamente às alternativas existentes. A Diretiva Aterros (Diretiva 1999/31/CE), define metas temporais de admissão de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários, que implicam na redução da deposição destes resíduos, em 65%.

De acordo com a recente diretiva quadro de gestão de resíduos, Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de Junho, que procede à terceira alteração ao Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro e que transpõe a Diretiva n.º 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro, que procede à alteração de diversos regimes jurídicos na área dos resíduos, o princípio fundamental da política ambiental propõe destinos possíveis para cada tipo de resíduos, privilegiando a prevenção e redução da produção de resíduos, promovendo a reutilização, a reciclagem, a valorização, e finalmente a eliminação através da deposição em aterro. Esta última opção deve ser reservada apenas aos casos em que não é viável adotar as restantes formas de valorização.

A composição dos resíduos é um dos principais fatores que influencia as emissões provenientes da gestão de resíduos, uma vez que, diferentes tipos de resíduos contêm

diferentes quantidades de carbono. De uma forma geral, a composição típica de um resíduo pode dividir-se em restos de comida, verdes, papel/cartão, madeira, têxteis, plásticos, metais, inertes e outros (IPCC, 2006).

2.2. Processo de Compostagem

A compostagem é um processo de reciclagem natural de matéria orgânica de baixo custo, podendo ser definida como um processo biológico aeróbio que permite a decomposição da matéria orgânica (MO) sobretudo em CO₂ e H₂O, e a humidificação da restante fração, permitindo produzir um produto final estável (composto), livre de organismos patogénicos e sementes de plantas daninhas (Szanto *et al.*, 2007). Se o processo for corretamente gerido, o composto resultante pode ser usado como fertilizante orgânico na natureza sem impacto negativo para o crescimento das plantas e para o ambiente. Para Gajalakshmi e Abbasi (2008) “composto” pode ser definido como o produto estabilizado e higienizado resultante da compostagem, que passou por um estágio inicial de decomposição rápida, sendo benéfico para o crescimento das plantas. Este facto torna a compostagem de resíduos uma questão fundamental para uma agricultura sustentável e para a gestão de recursos.

Durante a primeira fase do processo de compostagem, os compostos orgânicos são facilmente mineralizados e metabolizados pelos microrganismos, produzindo CO₂, NH₃, H₂O, ácidos orgânicos e calor. A Eq. (2.1) traduz a reação bioquímica representativa deste processo.



Deste modo, pode concluir-se que o CO₂, a H₂O e NH₃ são os principais subprodutos gasosos do processo de compostagem. O CO₂ é um gás de efeito de estufa, resultante principalmente da oxidação dos compostos de carbono facilmente degradáveis, e cuja quantidade produzida depende da natureza dos substratos, do oxigénio, da humidade e da atividade dos microrganismos. O NH₃ é um subproduto intermédio da degradação das proteínas e outros compostos azotados, em que os

microrganismos convertem o azoto em NH_3 . Este é um dos gases responsáveis por problemas de maus odores libertados durante as operações de compostagem, podendo causar impactos na saúde humana, devido ao seu efeito potencialmente tóxico. Estas emissões além de diminuírem o teor em azoto do composto, pode contribuir para a poluição do ar, acidificação das chuvas e do ambiente e formação de aerossóis, sendo este processo de perda de azoto crítico, condicionando o potencial fertilizante do composto final. A volatilização do NH_3 é a principal forma de perda de azoto durante a compostagem. Tanto o CO_2 como o NH_3 são emitidos em maior quantidade durante a fase termofílica.

Durante a compostagem, os microrganismos degradam os resíduos em compostos orgânicos através de uma diversidade de vias. Durante esta decomposição, aproximadamente 80% da matéria orgânica biodegradável inicial pode ser emitida para a atmosfera, principalmente como CO_2 e algum CH_4 . A parte restante dos compostos orgânicos estabiliza e torna-se resistente à decomposição microbiológica (Hermann *et al.*, 2011).

A compactação do composto ao longo do tempo resulta na diminuição de ar presente no sistema e conseqüentemente, redução da convecção natural no caso de sistemas abertos (Das e Keener, 1997 citado em Szanto *et al.*, 2007). Portanto, a compactação pode reduzir a degradação aeróbia e conduzir à presença de regiões anaeróbicas, promovendo as emissões de CH_4 e N_2O , ambos gases com efeito de estufa. Assim, a compostagem é favorecida pelo revolvimento periódico do material de modo a restaurar a sua porosidade (Fukumoto *et al.*, 2003). Desta forma, o processo de compostagem é acelerado e a remoção de agentes patogénicos é melhorada.

A compostagem é um processo que pode ser aplicado ao tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos recolhida separadamente, a lamas de estações de tratamento de águas residuais urbanas ou resíduos orgânicos resultantes da atividade agrícola e agropecuária. Deve ser dada especial atenção à qualidade da matéria-prima pois esta influência de forma decisiva a qualidade do composto.

A compostagem pode ocorrer em sistemas abertos ou em sistemas fechados. Nos sistemas abertos, a compostagem é realizada ao ar livre ou sob telheiros, em pilhas revolvidas (*windrow*) ou pilhas estáticas arejadas. Nos sistemas fechados o processo ocorre em reatores, designados também por digestores ou células de fermentação. Existem várias escalas em que a compostagem pode ser efetuada, desde a escala doméstica, passando pela dimensão comunitária, pela dimensão municipal até à dimensão multimunicipal ou intermunicipal (Ventura, 2009).

No método de compostagem em sistema aberto *windrow* a mistura e o revolvimento dos resíduos é efetuado por equipamentos mecânicos, durante o revolvimento, a matéria orgânica entra em contato com o ar possibilitando suprimir momentaneamente as necessidades de arejamento dos resíduos. No método de pilha estática com arejamento forçado, o arejamento é contínuo, mas o caudal de ar injetado é variável ao longo do processo de modo a manter a temperatura sob controlo. Por sua vez, nos reatores verticais o ar é insuflado em contracorrente com os resíduos.

Fatores que determinam o processo de compostagem

São vários os fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem e que deverão ser mantidos entre certos limites para que o processo decorra em condições favoráveis.

Temperatura

A temperatura é um fator muito importante porque determina a velocidade das reações químicas. Por outro lado, para garantir a qualidade do composto final é importante que se atinjam temperaturas termofílicas.

A gama de temperaturas ótimas para a compostagem é 40-65 °C (de Bertoldi *et al.*, 1983 citado em Bernal *et al.*, 2009), sendo necessárias temperaturas superiores a 55 °C para eliminar os microrganismos patogénicos. No entanto, se a temperatura exceder a gama de tolerância dos decompositores termofílicos, o efeito pode ser prejudicial.

Segundo Bernal *et al.* (2009), o desenvolvimento do perfil de temperatura indica as diferentes fases do processo. Em geral, o processo de compostagem pode ser dividido em duas etapas principais: a bio-oxidativa e a de maturação. A etapa bio-oxidativa é desenvolvida em três fases (Keener *et al.*, 2000 citado em Bernal *et al.*, 2009) (i) inicialmente ocorrem a fase mesófila que dura cerca de 1-3 dias, onde as bactérias mesofílicas e fungos degradam compostos simples, tais como açúcares, aminoácidos, proteínas, etc, havendo um aumento rápido da temperatura; (ii) a fase termofílica, na qual os microrganismos termofílicos degradam gorduras, celulose, hemicelulose e alguma lenhina; Durante esta fase ocorre a degradação máxima da MO em conjunto com a destruição de organismos patogénicos; (iii) a fase de arrefecimento é caracterizada por uma diminuição da temperatura, devido à redução da atividade microbiológica associada com a depleção de substratos orgânicos degradáveis. A massa de compostagem é recolonizada por microrganismos mesófilos que são capazes de degradar o restante açúcares, celulose e hemicelulose. Durante a fase de maturação devem ser atingidos elevados níveis de estabilização e de humificação da MO, produzindo um composto num nível de maturação adequado.

Humidade

O teor de humidade ideal para a compostagem varia com os resíduos, mas geralmente deve ser de 50-60% (Gajalakshmi e Abbasi, 2008). Abaixo de 35-40% de humidade, a decomposição da matéria orgânica é fortemente reduzida e, abaixo de 30% de humidade, praticamente é interrompida. O limite superior depende do material e do tamanho das partículas, sendo frequentemente considerado entre valores de 55 e 60% de humidade. Uma humidade superior a 65% retarda a decomposição e produz maus odores em zonas de anaerobiose localizadas no interior da massa de compostagem, para além de permitir a lixiviação (Brito, 2007).

Relação C/N

O carbono e o azoto são elementos fundamentais ao metabolismo e desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria

orgânica. O carbono funciona como fonte de energia para a atividade microbiológica enquanto o azoto é essencial para a síntese das proteínas, e estas representam um papel fundamental na atividade microbiológica.

A razão C/N mais favorável ao processo é de 30:1. Acima dessa razão a falta de azoto irá limitar o crescimento microbiano resultando num processo mais lento. Para razões C/N menores que 30:1 o azoto perde-se para a atmosfera como NH_3 , causando odores desagradáveis. De assinalar que quando o carbono presente se encontra sob a forma de material lenhinocelulósico, muito difícil de ser biodegradado a razão C/N deve ser 35:1 a 40:1.

À medida que o processo de compostagem progride, a razão C/N decresce gradualmente, atingindo-se valores de 10:1-15:1 no produto final. Isto ocorre porque quando os compostos orgânicos são consumidos pelos microrganismos liberta-se $\frac{2}{3}$ do carbono sob a forma de CO_2 . O restante é incorporado com o azoto nas células microbiológicas, podendo ainda ser libertado para nova utilização, quando ocorre morte celular.

Oxigénio e arejamento

As principais funções de um correto arejamento do material em compostagem são garantir as necessidades de oxigénio aos microrganismos aeróbios, remover o excesso de calor (principalmente por evaporação da água), remover o vapor de água para permitir a secagem do material e a remoção dos gases resultantes da decomposição (CO_2 , NH_3 , etc.) do interior da massa de compostagem (Fernandes, 1999 citado em Cordeiro, 2010).

Para que as condições de aerobiose do meio se mantenham, as concentrações de oxigénio na mistura de gases existente não devem ser inferiores a 5% e, preferivelmente, superiores a 10%. Os consumos de oxigénio mais elevados ocorrem para valores da temperatura entre 28 °C e 55 °C, em que existe maior atividade microbiológica. Após a fase de degradação rápida, as necessidades de oxigénio vão-se gradualmente reduzindo.

pH

Ao longo do processo de compostagem, o pH varia devido às transformações que ocorrem nos substratos. Inicialmente o valor de pH diminui (fase de acidificação, ocorrendo a produção intensa de CO₂ e de ácidos orgânicos; predominam microrganismos mesófilos), e posteriormente, aumenta gradualmente com a evolução do processo de compostagem e estabilização do composto, alcançando, finalmente, valores entre 7 e 8. Assim, valores baixos de pH são indicativos de falta de maturação, devido à curta duração do processo ou à ocorrência de processos anaeróbios no interior da massa de compostagem (Mustin, 1987 citado em Cordeiro, 2010; Brito, 2007).

2.3 Gases com efeito de estufa emitidos durante a compostagem

A composição da atmosfera sofre alterações ao longo do tempo devido a fenómenos complexos de entre os quais se destaca a emissão de GEE. Os seus efeitos no clima são observáveis através da subida da temperatura e nível do mar, perda de biodiversidade, mudanças na precipitação, diminuição da espessura dos glaciares e a frequência da ocorrência de eventos extremos (IPCC, 2001).

As emissões de GEE podem ser agrupadas em cinco grandes setores: energia, processos industriais, uso de solventes, agricultura e resíduos. A Figura 2.1 representa as emissões diretas de GEE por sector em 2010.

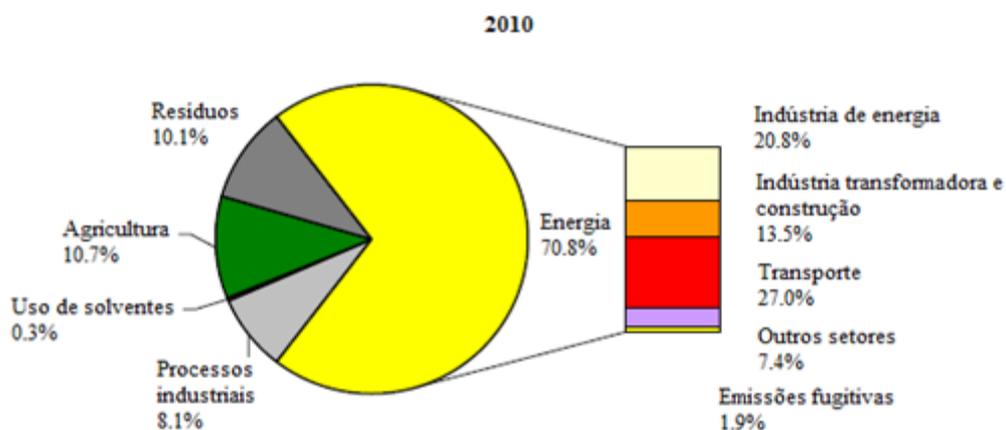


Figura 2.1 - Emissões de GEE em Portugal por setor em 2010 (Fonte: adaptado de NIR, 2012).

O efeito de estufa decorre da incorporação e manutenção da energia solar na atmosfera terrestre. A energia proveniente do sol, ao entrar na atmosfera, é captada pelo ar, água e solo, podendo ser convertida em energia térmica, aumentando desta forma a temperatura da superfície terrestre. A energia térmica do solo e da água se libertada para a atmosfera, pode ser dissipada para o espaço ou então, retida. Esta retenção deve-se ao facto que a energia irradiada para o espaço está sob a forma de radiação eletromagnética na faixa do infravermelho, assim os GEE absorvem uma fração significativa dessa radiação infravermelha. Essa absorção implica um aumento nos movimentos vibracionais e rotacionais das moléculas, assim, esses gases, por sua vez, também passam a irradiar no infravermelho. Estima-se que, na ausência do efeito de estufa, a temperatura média à superfície terrestre seria aproximadamente 30 °C inferior à atual. Para ser possível comparar o impacto da emissão dos diferentes GEE é usual determinar o potencial de aquecimento global (PAG). Este conceito, permite saber o efeito gerado quando emitimos a mesma quantidade de gases. Este número é baseado na eficiência radiativa (capacidade de absorver o calor), assim como a meia-vida de uma mesma quantidade de cada gás, acumulado em um certo período de tempo, normalmente de 100 anos. Este valor nunca é absoluto, mas sim relativo ao CO₂. O PAG de cada gás significa quanto mais (ou quanto menos) um gás aumenta o efeito estufa em 100 anos comparada com a mesma quantidade de CO₂ emitida ao mesmo tempo.

Na Tabela 2.1, estão relacionados os PAG frequentemente usados na contabilidade dos GEE.

Tabela 2.1 - Potencial de Aquecimento Global dos GEE mais relevantes, tendo por base um horizonte de tempo de 100 anos (Fonte: IPCC, 2001).

Gases com efeito de estufa	Potencial de Aquecimento Global
CO ₂	1
CH ₄	23
N ₂ O	296

As emissões de GEE a partir do processo de compostagem são altamente dependentes da matéria-prima, as quais podem envolver matérias tão diversas como resíduos verdes, resíduos sólidos urbanos e industriais. Assim, resíduos com maior quantidade de carbono orgânico biodegradável originam emissões de GEE superiores (Lou, 2009).

Os GEE produzidos durante o processo de compostagem com maior relevância são o CO₂, CH₄, e N₂O. O CH₄ é formado por um grupo de arqueobactérias em condições anaeróbias (Wolter *et al.*, 2004). Assim, sendo a compostagem um método de tratamento biológico aeróbio, se for realizado nestas condições, o metano não é gerado. Quando produzido no centro da pilha, o CH₄ pode ser oxidado quando atinge a superfície rica em oxigénio, onde é convertido em CO₂ (Chen e Lin, 2008). O dióxido de carbono, como anteriormente referido, é resultante principalmente da oxidação dos compostos de carbono facilmente degradáveis. Por sua vez, o óxido nitroso é formado pelo teor de azoto inicial presente nos materiais a decompor. Adicionalmente, o N₂O é um dos gases responsáveis pela diminuição do ozono da estratosfera, bem como um precursor do ácido nítrico sendo, por isso, também responsável pela chuva ácida (Brito, 2005). Sommer e Moller (2000) citado por Brito (2005), encontraram picos de emissão de N₂O após revolvimento da matéria, uma vez que este gás é produzido nos locais de anaerobiose no interior da pilha de compostagem. Por sua vez, He (2000) citado em Lou e Nair (2009) constataram que o N₂O é originado nas fases iniciais do processo, devido à disponibilidade de grande quantidade de matéria orgânica.

De facto, durante a compostagem, as formas azotadas presentes sofrem sucessivas transformações, sendo a dinâmica do azoto muito importante para o processo e para a qualidade dos compostos. Na Figura 2.2 encontra-se esquematizado um resumo da dinâmica do azoto durante a compostagem.

Os compostos azotados, tais como a ureia e as proteínas são degradados na fase ativa pela ação de microrganismos heterotróficos aminizantes, originando aminas e aminoácidos que em seguida, por ação de microrganismos heterotróficos amonificantes, são transformados em NH₃, que sofre volatilização por efeito do aumento da temperatura e do pH, originando uma diminuição do azoto total.

Outra transformação que ocorre ao longo do processo de compostagem é a conversão do NH_3 em nitrato (NO_3^-), podendo ocorrer por esta via a diminuição do azoto na forma amoniacal e o aumento do azoto nas formas de NO_3^- e nitrito (NO_2^-).

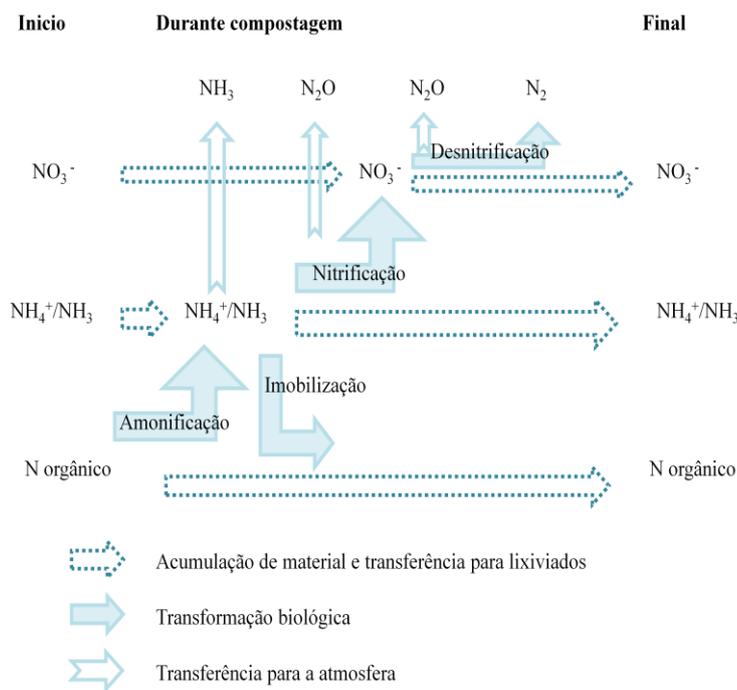


Figura 2.2 - Transformações e transferências de azoto durante a compostagem. (Fonte: adaptado de Guardia *et al.*, 2010).

Entre os compostos à base de azoto libertados para a atmosfera, o NH_3 tem recebido particular atenção, pois tem um potencial de aquecimento global indireto (Wolter *et al.*, 2004). O NH_3 pode ser metabolizado em condições aeróbias a NO_3^- (nitrificação), que por sua vez em condições anaeróbias, pode ser desnitrificado a N_2 ou N_2O . Estas transformações podem ter alguma relevância em sistemas de compostagem com biofiltros, usados para remover compostos odoríferos, e podendo libertar como subprodutos óxido nítrico e óxido nitroso. Estes gases têm um impacto negativo sobre o ambiente: o NO contribui para a formação das chuvas ácidas e o N_2O é um gás de efeito estufa (Clemens e Cuhls, 2003).

3. ESTADO DA ARTE

Para o presente trabalho foi efetuada uma revisão bibliográfica relativa à estimativa de gases com efeito de estufa emitidos durante o processo de compostagem, verificando que existem diversas referências sobre o assunto na literatura. A Tabela 3.1 resume alguns dos estudos considerados mais relevantes e com objetivos semelhantes ao do presente trabalho. Da análise da tabela verifica-se que diferentes tipos de material foram estudados, alguns apresentando riscos quando aplicados no solo sem tratamento prévio, tais como resíduos oriundos da agropecuária. Pode também verificar-se que o tipo de sistema utilizado difere nos diversos estudos, podendo ser sistemas abertos ou fechados.

Relativamente às emissões dos gases, os diferentes autores deram destaque apenas a alguns gases, mas os mais analisados são o CO₂, CH₄, N₂O e NH₃. Alguns estudos analisaram gases não considerados como GEE, tais como NH₃, enquanto em outros estudos não analisaram as emissões do CO₂ pois, segundo o IPCC (2006), as emissões de CO₂ proveniente da degradação da biomassa são “biogênicas”, ou seja, fazem parte do ciclo natural do carbono.

Os métodos utilizados são distintos, verificando-se que a maioria dos estudos optaram pela cromatografia gasosa para a medição dos GEE (Kuroda *et al.*, 1996; Komilis e Ham, 2000; Clemens e Cuhls, 2003; Sommer *et al.*, 2004; Sánchez-Monedero *et al.*, 2010; Jiang *et al.*, 2011), e a utilização de lavadores de gás e titulação para a medição de NH₃ (Komilis e Ham, 2000; Jiang *et al.*, 2011).

Nos estudos referenciados, adicionalmente ao estudo das emissões de GEE e NH₃ são também avaliados outros parâmetros durante o processo de compostagem e/ou no composto final. Neste âmbito, destacam-se a monitorização da temperatura, do pH, da razão C/N e do teor de humidade.

Tabela 3.1 - Resumo de estudos sobre estimativa de gases com efeito de estufa na compostagem.

Ref.	Tipo de resíduo	Sistema de compostagem	Gases estudados				Método de análise	Outros parâmetros analisados	
			CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NH ₃			
Kuroda <i>et al.</i> , 1996	Estrume de porco	Fechado (Reator)		✓	✓	✓	CH ₄ e N ₂ O cromatografia gasosa; NH ₃ bomba para colheita de amostras e tubos de gás	pH, carência bioquímica de O ₂ (5 dias), H ₂ S, MM, DMS, DMDS	
Komilis e Ham, 2000	Resíduos de papel, de jardim e resíduos de alimentos	Fechado (Reator)	153-368 g C-CO ₂ /kg seco				2-40.5 g N-NH ₃ /kg seco	Cromatografia gasosa; Lavador de gás/titulação	Compostos orgânicos voláteis
Clemens e Cuhls, 2003	Resíduos sólidos urbanos	Aberto (Pilhas estáticas arejadas)	12-185 kg /ton resíduo	6-12×10 ³ g/ton resíduo	1.44-378 g/ton resíduo	18-1150 g/ton resíduo	CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O cromatografia gasosa; NH ₃ colorimetria	Medição de óxido nítrico	
Sommer <i>et al.</i> , 2004	Estrume de gado e palha de cereais	Aberto (Pilhas revolvidas)	✓	✓	✓	✓	Cromatografia gasosa	T	
Sanches, 2007	Resíduo de aviário	Fechado (Reator) e Aberto (Pilhas estáticas arejadas)	✓				Analizador VAISALA CARBOCAP (Carbon Dioxide Module GMM111)	T	
Andersen <i>et al.</i> , 2010	Resíduos orgânicos domésticos	Aberto (Pilhas estáticas arejadas)	177-252 kg/ton resíduo	0.4-4.2 kg/ton resíduo	0.3-0.55 kg/ton resíduo		Medidor de gás (INNOVA 1312)	T, medição de CO	
Sánchez - Monedero <i>et al.</i> , 2010	Resíduos da indústria do azeite e subprodutos agroindustriais	Aberto (Pilhas revolvidas)	✓	✓	✓		Cromatografia gasosa	T, pH, COT, fénóis	
Ahn <i>et al.</i> , 2011	Estrume de gado	Aberto (Pilhas estáticas arejadas)	75-80%	18-21%	2-4%		Medidor de gás (INNOVA 1412)	T, H, SV, CT, AT	
Jiang <i>et al.</i> , 2011	Estrume de porco	Fechado (Reator)		✓	✓	✓	CH ₄ e N ₂ O cromatografia gasosa; NH ₃ Lavador de gás/titulação	T, teor de O ₂ , razão C/N, pH, GI, H	
Park <i>et al.</i> , 2011	Estrume de porco	Aberto (Pilhas estáticas arejadas)		3.8-34.6 µg/m ² /s	1.6-11.4 µg/m ² /s		Analizador Trace Gas (TGA)	T, H, razão C/N	

Nota: Os significados das siglas encontram-se indicados nos Acrónimos.

Foi também efetuado um levantamento bibliográfico dos fatores de emissão (FE), Tabela 3.2, onde se verifica que estes podem variar devido aos diferentes tipos de resíduos e ao facto de estar em base húmida ou seca.

Tabela 3.2 - Fatores de emissão indicados na literatura.

Referências	Tipo de resíduo	CO ₂ (g CO ₂ /kg resíduo)	CH ₄ (g CH ₄ /kg resíduo)	N ₂ O (g N ₂ O/kg resíduo)	Nota
Clemens e Cuhls, 2003	Resíduos sólidos urbanos	12 - 185	0,006 – 12	0,00144 - 0,378	Base húmida
IPCC, 2006			0,03 – 8	0,06 - 0,6	Base húmida
IPCC, 2006			0,08 - 20	0,2 - 1,6	Base seca
Chen e Lin, 2008			4	0,3	Base húmida (Valores padrão IPCC, 2006)
Andersen <i>et al.</i> , 2010	Resíduos domésticos e verdes	177 - 252	0,4 - 4,2	0,3 - 0,55	Base húmida
Martínez-Blanco <i>et al.</i> , 2010	Fração orgânica de resíduos sólidos urbanos e resíduos de poda		0,158	0,676	Base húmida

Analisando a Tabela 3.2 verifica-se que os gases com efeito de estufa mais estudados, no âmbito da compostagem, são o CH₄ e N₂O, uma vez que as emissões de CO₂ são consideradas biogénicas, segundo as diretrizes de inventário de GEE desenvolvido pelo IPCC, provocando o desinteresse da sua medição, por parte de alguns estudos.

4. METODOLOGIAS

Neste trabalho foram utilizados diversos procedimentos que são descritos nas secções seguintes.

4.1. Determinação da concentração de gases

4.1.1. Plano de amostragem

Os ensaios experimentais foram realizados usando quatro reatores, semelhantes ao da Figura 4.1-a), onde foram introduzidas misturas devidamente homogeneizadas com diferentes composições de casca de batata, casca de arroz, casca de ovo e aparas de relva. Estes reatores têm um volume interno de cerca de 120 L.

O material foi arejado continuamente através de um determinado caudal de ar introduzido na base do reator e revolvido periodicamente durante um período de 23 dias.

Na monitorização dos processos de compostagem, os gases de interesse foram recolhidas num lavador de gases, Figura 4.1-b), numa solução que permite a sua absorção. Posteriormente, procedeu-se à titulação de modo a quantificar o gás absorvido na solução.



Figura 4.1 - (a) Reator laboratorial de compostagem, (b) Sistema de recolha de gases.

4.1.2. Determinação do teor de humidade

A humidade da mistura foi determinada através de gravimetria, utilizando três réplicas em cada determinação.

Em cada caso, registou-se a massa de um copo e pesaram-se cerca de 20 g de amostra. Colocou-se o copo com a amostra na estufa, a 105 °C durante 24 h. Após secagem, a amostra foi arrefecida no exsiccador até à temperatura ambiente e foi novamente pesada. A humidade foi calculada pela Eq. (4.1),

$$H (\%) = \frac{\text{massa da amostra húmida} - \text{massa da amostra seca}}{\text{massa da amostra húmida}} \times 100 \quad (4.1)$$

4.1.3. Determinação de CO₂ por titulação

Para a determinação da quantidade de CO₂ libertado, foi borbulhado o fluxo de gases de saída através de 35 mL de solução de NaOH 1 M, de modo a promover a reação indicada na Eq. (4.2),



O CO₂ foi medido por titulação da solução de NaOH com HCl 1 M, de modo a ocorrer a reação da Eq. (4.3). Nessa solução foi previamente adicionado um excesso de cloreto de bário para precipitar os carbonatos, Eq. (4.4).



A concentração de CO₂ nos gases de saída, G_{CO_2} , nos gases de saída foi calculada através da Eq. (4.5).

$$G_{CO_2} \text{ (ppm)} = V_m \times \left(\frac{F_{CO_2}}{Q} \right) \times 10^6 \quad (4.5)$$

onde V_m é o volume molar do gás a 25°C e 1 atm (0,02446 m³ mol⁻¹), F_{CO_2} é o caudal médio molar de CO₂ libertado durante o tempo de monitorização (mol s⁻¹), Q é o caudal volumétrico dos gases de saída (m³ s⁻¹) e o fator 10⁶ é para conversão de unidades.

A quantidade de CO₂ libertado por unidade de massa, $G^*_{CO_2}$, nos gases de saída foi calculada através da Eq. (4.6).

$$G^*_{CO_2} \text{ (g CO}_2 \text{ h}^{-1} \text{kg residuo}^{-1}) = \frac{F_{CO_2} \times PM_{CO_2} \times 3600}{m} \quad (4.6)$$

onde F_{CO_2} é o caudal médio molar de CO₂ libertado durante o tempo de monitorização (mol s⁻¹), PM_{CO_2} é a massa molar de CO₂ (44 g mol⁻¹), m é a massa da mistura (kg) e o fator 3600 é para converter unidades de tempo.

O sistema de absorção de CO₂ foi mantido fora do reator, à temperatura ambiente, tal como se esquematiza na Figura 4.2.

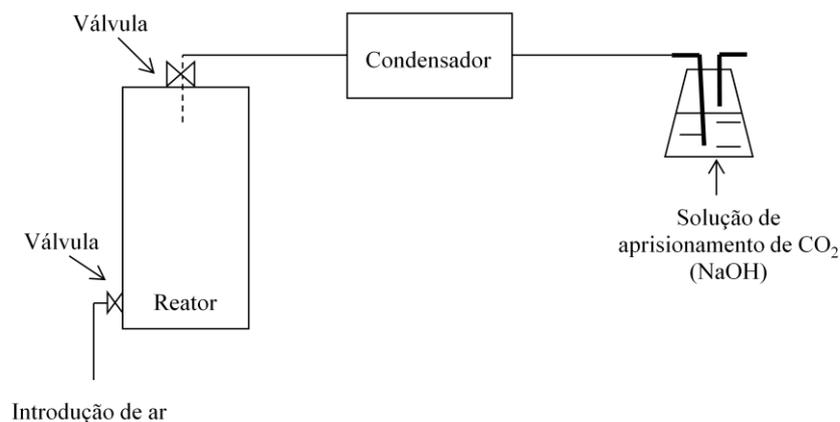


Figura 4.2 - Sistema laboratorial de absorção de CO₂.

4.1.4. Determinação de NH₃ por titulação

Para a determinação do NH₃ libertado, o fluxo de gases de saída foi borbulhado através de uma solução de 35 mL de solução de ácido bórico a 4,2% com vermelho de metilo e verde de bromocresol, até à viragem do indicador, para a cor verde, formando o borato de amónio, conforme a Eq. (4.7),



De seguida, o NH₄H₂BO₃ foi titulado com uma solução de HCl 0,1 M até a viragem do indicador, para a cor rosa Eq. (4.8),



Assim, a concentração de NH₃ nos gases de saída, G_{NH₃}, foi calculada pela Eq.(4.9),

$$G_{\text{NH}_3} (\text{ppm}) = V_m \times \left(\frac{F_{\text{NH}_3}}{Q} \right) \times 10^6 \quad (4.9)$$

onde V_m é o volume molar do gás a 25°C e 1 atm (0,02446 m³ mol⁻¹), F_{NH_3} é o caudal molar médio de NH₃ libertado durante o tempo de monitorização (mol s⁻¹) e Q é o caudal volumétrico (m³ s⁻¹).

A quantidade de NH₃ libertado por unidade de tempo, G^{*}_{NH₃},

$$G^*_{\text{NH}_3} (\text{g NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{kg residuo}^{-1}) = \frac{F_{\text{NH}_3} \times PM_{\text{NH}_3} \times 3600}{m} \quad (4.10)$$

onde F_{NH_3} é o caudal molar médio de NH₃ libertado durante o tempo de monitorização (mol s⁻¹), PM_{NH_3} é a massa molar de NH₃ (17 g mol⁻¹), m é a massa da mistura (kg) e o fator 3600 é para converter unidades de tempo.

O sistema de absorção foi mantido fora do reator, à temperatura ambiente, tal como esquematizado na Figura 4.3.

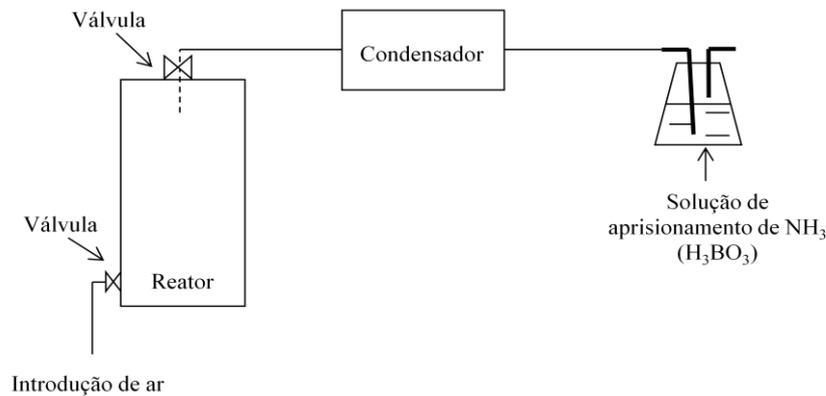


Figura 4.3 - Sistema laboratorial de absorção de NH₃.

4.2. Determinação dos GEE através de fatores de emissão

Para avaliar as emissões de GEE emitidos pelo processo de compostagem, foram utilizados os fatores de emissão referidos na Tabela 3.2. As emissões E_i , de CO₂, N₂O e CH₄ são estimadas através da Eq.(4.11).

$$E_i = FE_i \times M \quad (4.11)$$

onde o índice i é CO₂, CH₄ ou N₂O, FE_i é fator de emissão do gás i por unidade de massa (g i / kg resíduo) e M a massa de resíduo (kg).

4.3. Determinação de CO₂ e NH₃ por cálculo estequiométrico

A degradação do substrato inicial pode ser representada pela Eq. (4.12),



onde, $C_aH_bO_cN_d$ é a composição inicial do substrato; $C_wH_xO_yN_z$ é a composição final do composto e m , n , p , q e r são os coeficientes estequiométricos do O_2 consumido, substrato final, CO_2 , H_2O e NH_3 libertados, respetivamente.

Através de equações propostas na literatura e resumidas na Tabela 4.1, é possível estimar a quantidade teórica de CO_2 e NH_3 libertados durante o processo de compostagem.

Tabela 4.1 - Equações estequiométricas das reações ao longo do processo de compostagem.

Ref.	Reação	Equação
Sanches, 2007	$2C_{14}H_{25}O_{12}N + 9,5O_2 \rightarrow C_{18}H_{31}O_{15}N + 10CO_2 + 8H_2O + NH_3$	(4.13)
	$2C_{14}H_{25}O_{12}N + 12,5O_2 \rightarrow C_{15}H_{27}O_{13}N + 13CO_2 + 10H_2O + NH_3$	(4.14)
	$2C_{14}H_{25}O_{12}N + 8,5O_2 \rightarrow C_{19}H_{33}O_{16}N + 9CO_2 + 7H_2O + NH_3$	(4.15)
Coucello, 2009	$C_{29}H_{47}O_{28}N + 3,895O_2 \rightarrow 0,998C_{26}H_{43}O_{28}N + 3,125CO_2 + 2,298H_2O + 0,002NH_3$	(4.16)
	$C_{21}H_{31}O_{31}N + 3,1010O_2 \rightarrow 0,998C_{19}H_{28}O_{30}N + 2,870CO_2 + 1,666H_2O + 0,002NH_3$	(4.17)
	$C_{28}H_{54}O_{20}N + 8,143O_2 \rightarrow 0,846C_{24}H_{56}O_{21}N + 7,904CO_2 + 2,731H_2O + 0,154NH_3$	(4.18)

O CO_2 libertado, E_{CO_2} , pode ser estimado através da Eq. (4.19), onde as variáveis utilizadas têm em consideração as reações da Tabela 4.1,

$$E_{CO_2} = \frac{n_{CO_2} \times PM_{CO_2}}{n_{MO} \times PM_{MO}} \quad (4.19)$$

onde n_{CO_2} é o número de moles do CO_2 (mol), PM_{CO_2} é a massa molar de CO_2 (44 g mol⁻¹), n_{MO} o número de moles do resíduo (mol) e PM_{MO} a massa molar da matéria orgânica (g mol⁻¹).

O NH_3 libertado, E_{NH_3} , pode ser estimado através da Eq. (4.20), onde as variáveis utilizadas têm em consideração as reações da Tabela 4.1,

$$E_{\text{NH}_3} = \frac{n_{\text{NH}_3} \times \text{PM}_{\text{NH}_3}}{n_{\text{MO}} \times \text{PM}_{\text{MO}}} \quad (4.20)$$

onde n_{NH_3} é o número de moles do NH_3 (mol), PM_{NH_3} é a massa molar de NH_3 (17 g mol⁻¹), n_{MO} o número de moles do resíduo (mol) e PM_{MO} a massa molar da matéria orgânica (g mol⁻¹).

5. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Este trabalho tem como objetivo estimar as emissões de gases com efeito de estufa libertados durante processos de compostagem, os quais foram avaliados através da: i) monitorização de processo de compostagem (secção 5.1); ii) fatores de emissão (secção 5.2); iii) estequiometria (secção 5.3).

No final do capítulo é efetuada uma análise comparativa das diferentes metodologias (secção 5.4).

5.1. Monitorização dos processos de compostagem

Durante a realização deste estudo foram monitorizadas dois conjuntos de experiências de compostagem, designadas por A e B. Em cada experiência foram testadas quatro composições em reatores de auto-aquecimento.

5.1.1. Experiência A

A experiência A decorreu entre os dias 20 de Junho e 16 de Julho, onde foram testadas, quatro misturas em quatro reatores de auto-aquecimento referidos por R_{C1} a R_{C4} . As composições envolveram casca de batata (CB), casca de arroz (CA) e casca de ovo (CO) em diferentes proporções. A Tabela 5.1. indica a composição das misturas iniciais, tendo sido reservado 1 kg para caracterização das mesmas.

Tabela 5.1 - Composição das misturas de compostagem nos reatores R_{C1} a R_{C4} .

Reator	CB (%)	CA (%)	CO (%)	Massa da mistura (kg)
R_{C1}	52,2	17,8	30,0	36,93
R_{C2}	59,6	20,4	20,0	33,57
R_{C3}	67,1	22,9	10,0	30,72
R_{C4}	74,5	25,5	0,0	27,85

Os revolvimentos das misturas nos reatores realizaram-se nos dias 2, 4, 7, 12 e 16.

Durante a monitorização dos processos de compostagem, enquanto as misturas permaneceram nos reatores, foram medidas a temperatura da mistura e a concentração de oxigénio, pois segundo a literatura (Gajalakshmi e Abbasi, 2007), estas são consideradas variáveis chave, uma vez que tornam evidente a resposta à atividade microbiológica, que liberta calor e consome oxigénio. A Figura 5.1 mostra os seus perfis ao longo do tempo.

A evolução da temperatura no interior dos quatro reatores, aumentou logo após o início do processo. Em todos os casos, o perfil de temperatura evolui de acordo com o esperado, podendo ser observadas as três fases típicas do processo de compostagem (Haug, 1993): (i) breve fase mesofílica inicial, correspondente apenas ao primeiro dia de processo ($T < 40^{\circ}\text{C}$); (ii) fase termofílica, durante 6-7 dias na qual a temperatura aumentou até valores superiores a 40°C ; (iii) fase mesofílica ou de maturação durante a qual, a temperatura permaneceu relativamente constante, evidenciando a redução da atividade microbiológica.

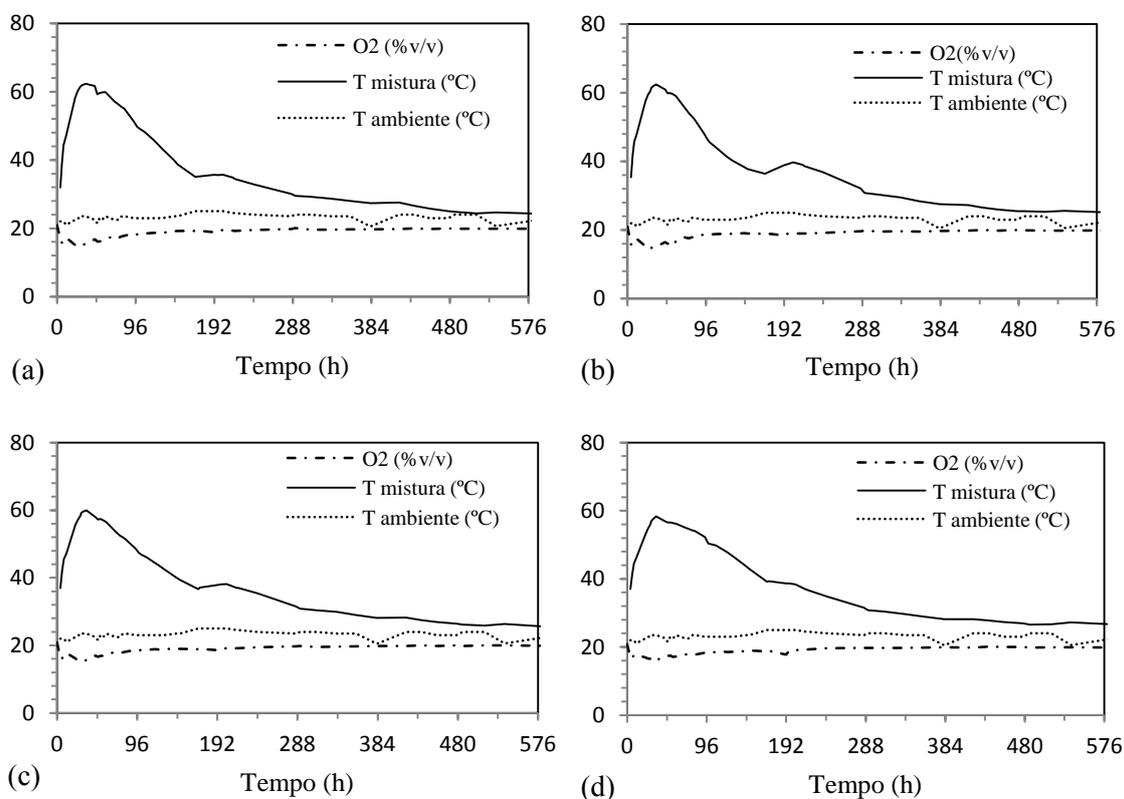


Figura 5.1 - Perfil de temperatura da mistura ($^{\circ}\text{C}$), temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$) e percentagem volumétrica de oxigénio (% O_2) nos reatores (a) R_{C1} , (b) R_{C2} , (c) R_{C3} e (d) R_{C4} .

A temperatura máxima obtida nos reatores R_{C1} a R_{C4} foi de 62.3, 62.4, 60 e 58.3°C, respetivamente, ou seja, as diferenças de composição (ver Tabela 5.1) não são significativas ao nível desta variável. Por outro lado, a Figura 5.1 permite verificar que de um modo geral as variações na temperatura se relacionam inversamente com a percentagem de oxigénio presente nos reatores, que por sua vez estará inversamente relacionada com o CO_2 libertado. De facto, este é o comportamento esperado, dado que durante a decomposição da MO, os microrganismos aeróbios consomem o oxigénio e nutrientes e geram dióxido de carbono, água e calor (Eq. (2.1) do Capítulo 2).

Para controlo do processo, é efetuado o arejamento das misturas de modo a fornecer oxigénio e remover o calor em excesso. O ar introduzido nos reatores foi regulado em função da concentração de O_2 no gás de saída, de forma a garantir um valor mínimo de 5%.

Inicialmente, tal como se mostra na Tabela 5.2, o caudal de ar de entrada alimentado aos reatores foi elevado, dado que no início a atividade biológica é mais intensa e, conseqüentemente, a necessidade de oxigénio é maior. Passados quatro dias de reação, reduziu-se o caudal e, passada uma semana do início, voltou a diminuir-se o caudal, acompanhando assim, o decréscimo da atividade biológica.

Tabela 5.2 - Caudais de ar de entrada ($m^3 h^{-1}$).

Dias	R_{C1}	R_{C2}	R_{C3}	R_{C4}
0 – 3	0,23	0,235	0,234	0,223
4 – 5	0,182	0,172	0,1758	0,175
6 – 23	0,145	0,143	0,1494	0,143

As Figuras 5.2 a)-b) ilustram as alterações ocorridas ao nível da perda de massa e do teor de humidade, respetivamente. A evolução da massa ao longo do tempo evidencia uma perda de cerca de 22-25.5% da massa inicial. O maior decréscimo observa-se nos primeiros sete dias, uma vez que é nesse período que a atividade microbiana é maior, sendo também considerável a perda de CO_2 , tal como será confirmado a seguir.

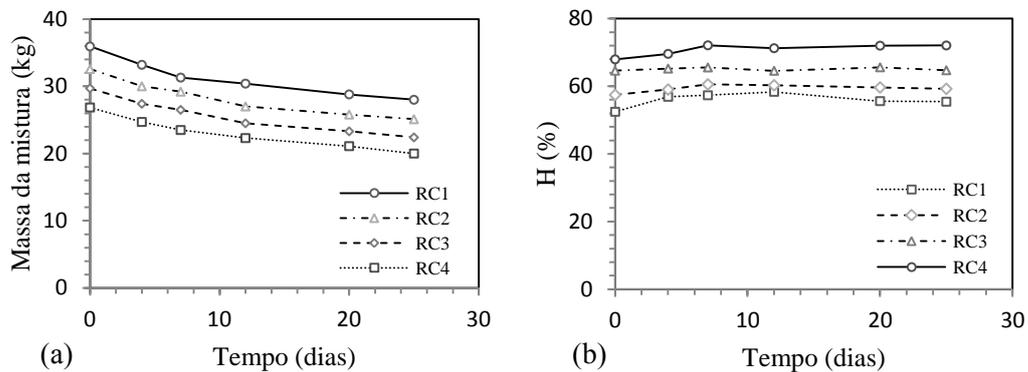


Figura 5.2 - Evolução da (a) massa da mistura e (b) teor de humidade dos compostos (R_{C1} a R_{C4}).

A humidade é um dos parâmetros chave da compostagem, uma vez que a água é indispensável para o desenvolvimento dos microrganismos e permite o transporte de nutrientes das partículas para o seu interior. Porém, teoricamente a humidade não deveria exceder 65%, pois a água poderá preencher os espaços vazios, dificultando a passagem de oxigénio e conduzindo ao aparecimento de zonas anaeróbias e consequentemente à produção de odores e de lixiviados. Pelo contrário, caso seja inferior a 35-40%, origina a redução da taxa de decomposição e se for inferior a 30% ocorre a inibição da atividade microbiológica (Galalakshmi e Abbasi, 2007).

No presente estudo, os perfis de humidade mantêm-se aproximadamente constantes ao longo do tempo, Figura 5.2 (b). Este facto deve-se sobretudo à elevada humidade da casca de batata, que apesar de ser misturada com outros materiais mais secos, ainda assim determina que também a mistura exiba um valor elevado. Neste caso, trata-se de uma humidade intrínseca aos materiais, e como tal não se verificou que este facto afete negativamente o processo.

Deve salientar-se que a monitorização em relação ao CO₂, de R_{C2} e R_{C3}, começou imediatamente a seguir às misturas serem colocadas nestes reatores. Contudo, no caso de R_{C1} e R_{C4} só após 52 e 24 h do processo se efetuaram as primeiras medições, devido a problemas nas válvulas e na estanquicidade. Este facto, conduzirá a emissões cumulativas inferiores aos valores reais.

A Figura 5.3 mostra a evolução da concentração de CO_2 medida nos caudais de saída dos reatores, estando os valores numéricos indicados no Apêndice A. No início do processo verificou-se um grande aumento de CO_2 , tendo em todos os reatores, o máximo sido atingido nas primeiras 48 h de reação. Os decréscimos na libertação de dióxido de carbono representam diminuição da intensidade de reação. Por sua vez, os posteriores picos de CO_2 representados dizem respeito aos momentos após revolvimento, em que a homogeneização fez com que a atividade biológica se intensificasse novamente. O rápido decréscimo na produção de CO_2 em todos os reatores deve-se ao progressivo esgotamento da matéria orgânica biodegradável, diminuindo, assim, a velocidade de reação.

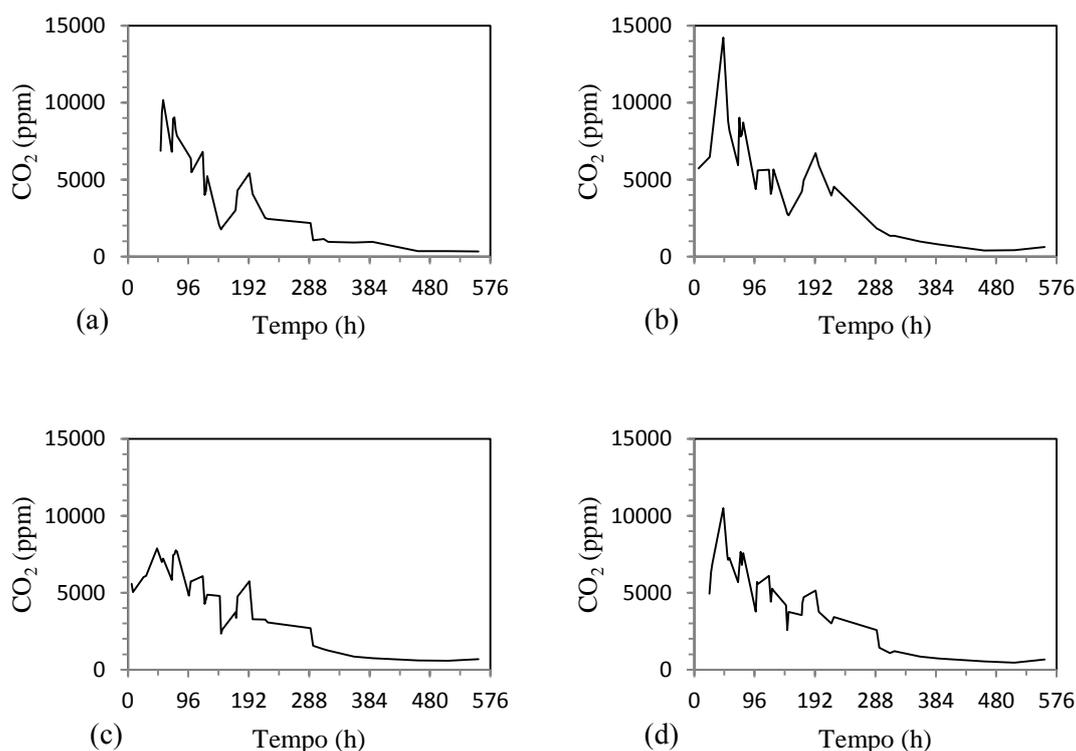


Figura 5.3 - Concentração de CO_2 (ppm) emitido durante o processo de compostagem (a) $\text{R}_{\text{C}1}$, (b) $\text{R}_{\text{C}2}$, (c) $\text{R}_{\text{C}3}$ e (d) $\text{R}_{\text{C}4}$.

As emissões de CO_2 após 288 h apresentam um padrão similar nos quatro reatores sendo marcadamente reduzidas até ao final da fase mesofílica, uma vez que o processo

se encontra em fase de maturação. O último valor monitorizado às 557 h (23 dias) foi de 333, 623, 687 e 668 ppm para os reatores R_{C1} a R_{C4}, respetivamente.

Deve notar-se que a produção de CO₂ tem sido amplamente utilizada como um índice respirométrico para medir a atividade microbológica (Barrena *et al.*, 2006 citado em Sánchez-Monedero *et al.*, 2010).

As emissões contabilizadas em g CO₂ h⁻¹ kg resíduo⁻¹ em função do tempo são indicadas na Figura 5.4 para todos os reatores, observando-se valores máximos de 0.18g CO₂ h⁻¹ kg resíduo⁻¹. A partir de 288 h, as emissões são muito baixas e atingem valores próximos de 0.01 g CO₂ h⁻¹ kg resíduo⁻¹.

Integrando as emissões em função do tempo representadas na Figura 5.4, foram estimadas as emissões totais de CO₂ durante todo o período de monitorização, Figura 5.5. Os fatores de emissão de CO₂ expressos em g CO₂ kg resíduo⁻¹, são comparáveis entre os reatores, variando na gama de 11,9 para o R_{C1} e 17,4 g CO₂ kg resíduo⁻¹ (base húmida) para o R_{C4}. As menores emissões do reator R_{C1} devem-se ao facto de a mistura ter 30% de casca de ovo, que é um material essencialmente inorgânico. Deve notar-se que também Clemens e Cuhls (2003) obtiveram valores semelhantes (12-185 g CO₂ kg resíduo⁻¹) durante processos de compostagem, em sistema aberto, onde foram utilizados resíduos sólidos urbanos. Por sua vez, Komilis e Ham (2000), utilizando um método de monitorização semelhante ao do presente estudo, em sistema fechado (reator), obtiveram valores de 806.7 g CO₂/kg resíduos de alimentos e de 1349.3 g CO₂/kg resíduos de jardim mas em base seca. Assim, estas emissões serão muito menores se convertidos em base húmida, contudo sempre superiores aos determinados no presente estudo.

O composto final dos reatores laboratoriais evidencia uma cor mais escura do que no início, o que significa que ocorreu a sua humificação.

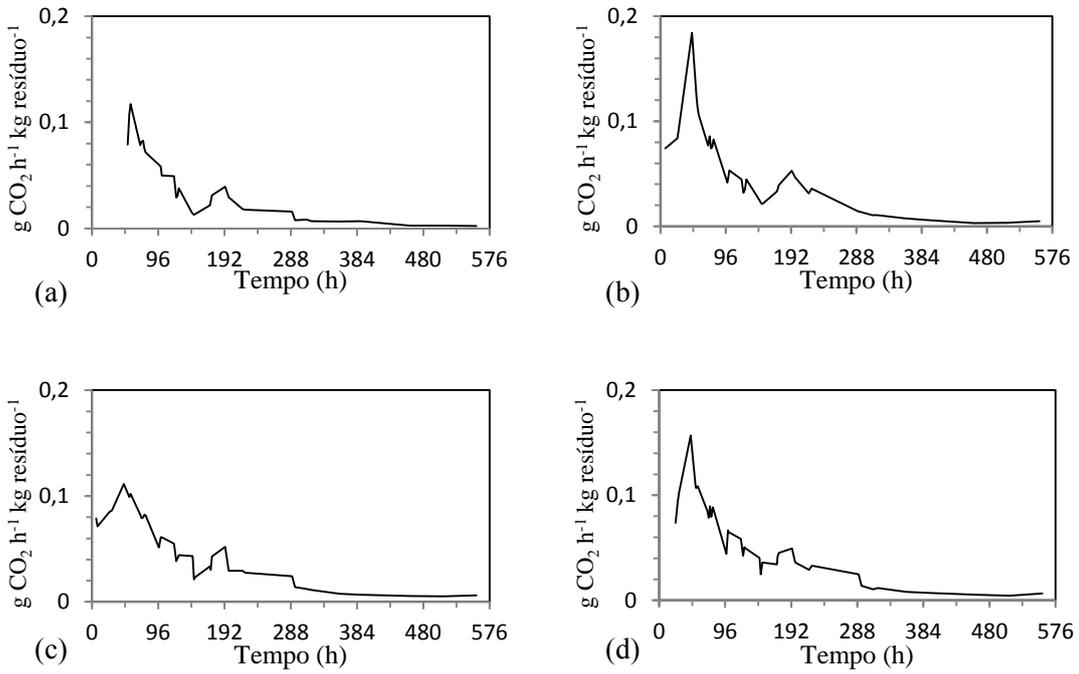


Figura 5.4 - Emissões de CO₂ (g CO₂ h⁻¹ kg resíduo⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R_{C1}, (b) R_{C2}, (c) R_{C3} e (d) R_{C4}.

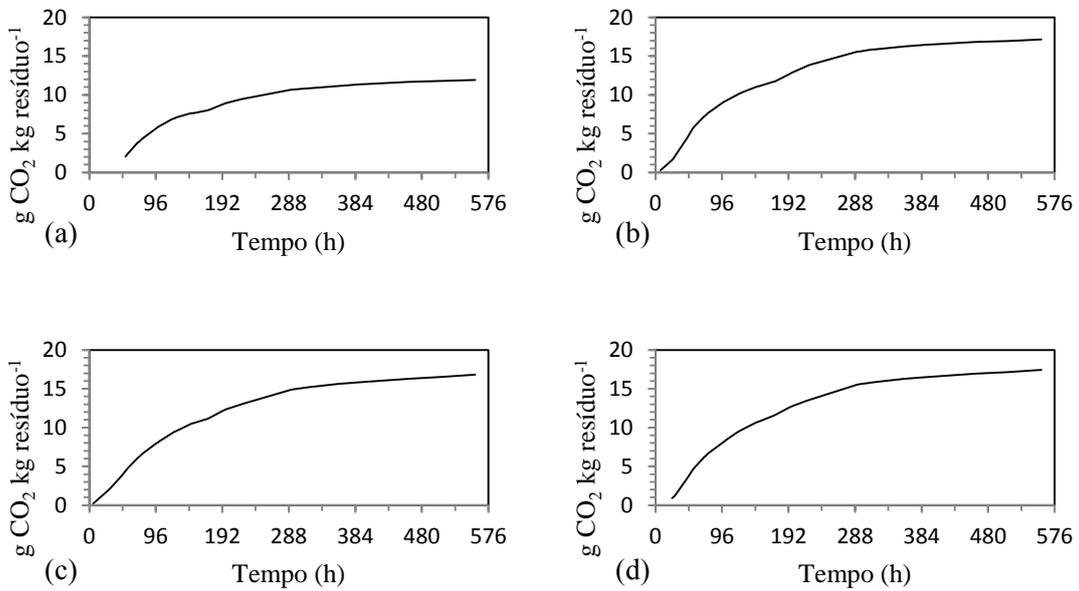


Figura 5.5 - Emissões cumulativas de CO₂ (g CO₂ kg resíduo⁻¹) durante o processo de compostagem nos reatores (a) R_{C1}, (b) R_{C2}, (c) R_{C3} e (d) R_{C4}.

5.1.2. Experiência B

A experiência B decorreu entre o dia 22 de Agosto e 14 de Setembro tendo sido realizada a monitorização análoga à experiência A. Contudo, neste conjunto de experiências foram também medidas as emissões de NH_3 , que apesar de não ser considerado um GEE, é um composto intermediário da decomposição de compostos azotados, sendo este gás o principal responsável pelos problemas de maus odores associados a estes processos.

As quatro misturas monitorizadas neste estudo são agora referidas como R_{N1} a R_{N4} , e inicialmente eram constituídas por casca de batata (CB), casca de arroz (CA), aparas de relva (AR) e casca de ovo (CO). A Tabela 5.3 indica a composição das misturas iniciais, tendo sido reservado 1 kg de cada mistura para realizar as caracterizações iniciais. Na mistura do reator R_{N1} foram adicionados 9,8 kg de água, com objetivo de ajustar a humidade. Deve notar-se que o reator R_{N4} não tem casca de ovo e o reator R_{N1} não tem aparas de relva.

Tabela 5.3 - Composição das misturas de compostagem na Experiência B (R_{N1} a R_{N4}).

Reator	CB (%)	AR (%)	CA (%)	CO (%)	Massa da mistura (kg)
R_{N1}	29,8	0,0	10,2	60,0	60,84*
R_{N2}	45,0	4,8	10,2	40,0	46,01
R_{N3}	60,0	6,4	13,6	20,0	39,97
R_{N4}	75,0	8,0	17,0	0,0	33,92

* – A massa deste reator foi incrementada em 9.8 kg água.

Os revolvimentos referentes aos quatro reatores são os apresentados na Tabela 5.4, podendo verificar-se que foram efetuados mais revolvimentos nesta experiência do que na Experiência A. De facto, neste caso as misturas usadas eram mais compactas, não permitindo a livre passagem do ar. Ainda assim, apesar das misturas terem permanecido até o dia 22º, o último revolvimento foi efetuado no 20º dia.

Tabela 5.4 - Revolvimento das misturas da Experiência B (R_{N1} a R_{N4}).

Reator	Dias de revolvimento																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
R_{N1}		✓		✓		✓	✓	✓	✓			✓			✓	✓			✓	✓
R_{N2}				✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓			✓	✓			✓	✓
R_{N3}			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓			✓	✓			✓	✓
R_{N4}	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓			✓	✓			✓	✓

Na Tabela 5.5 são apresentados os caudais de ar alimentados a cada um dos reatores, tendo estes sido ajustados conforme o consumo de oxigénio devido à atividade microbológica.

Tabela 5.5 - Caudais de ar de entrada ($m^3 h^{-1}$).

Dias	R_{N1}	R_{N2}	R_{N3}	R_{N4}
1	0,23	0,23	0,23	0,24
2	0,19	0,20	0,19	0,16
3	0,20	0,22	0,20	0,23
4-22	0,20	0,22	0,23	0,21

Durante a monitorização dos processos de compostagem, enquanto as misturas permaneceram nos reatores, foram medidas a temperatura da mistura e a concentração de oxigénio (Figura 5.6). A evolução da temperatura no interior dos quatro reatores aumentou logo após o início do processo, e em todos os casos o perfil de temperatura evolui de acordo com o esperado, à exceção do R_{N4} o qual revelou alguns problemas.

Assim, apesar das temperaturas máximas obtidas para R_{N1} , R_{N2} , R_{N3} e R_{N4} terem sido similares, 61, 65, 67 e 63 °C respetivamente, as diferenças de composição (ver Tabela 5.3) conduziram a diferenças significativas no perfil de temperatura. De facto, se se considerar a duração da fase termofílica, o R_{N1} apresenta temperaturas superiores a 40 °C apenas durante 6 dias. Já as misturas R_{N2} e R_{N3} revelam uma duração da fase termofílica de cerca de 9 dias. Contudo, no R_{N4} a temperatura tem um perfil diferente, na medida em que, teve algumas dificuldades em atingir a fase termofílica, e só pontualmente atingiu os 63 °C. Globalmente, apresenta uma duração daquela fase de 10 dias.

O teor de humidade presente nos quatro reatores, inicialmente era de 45,6, 49, 62 e 72%, respetivamente em R_{N1} , R_{N2} , R_{N3} e R_{N4} .

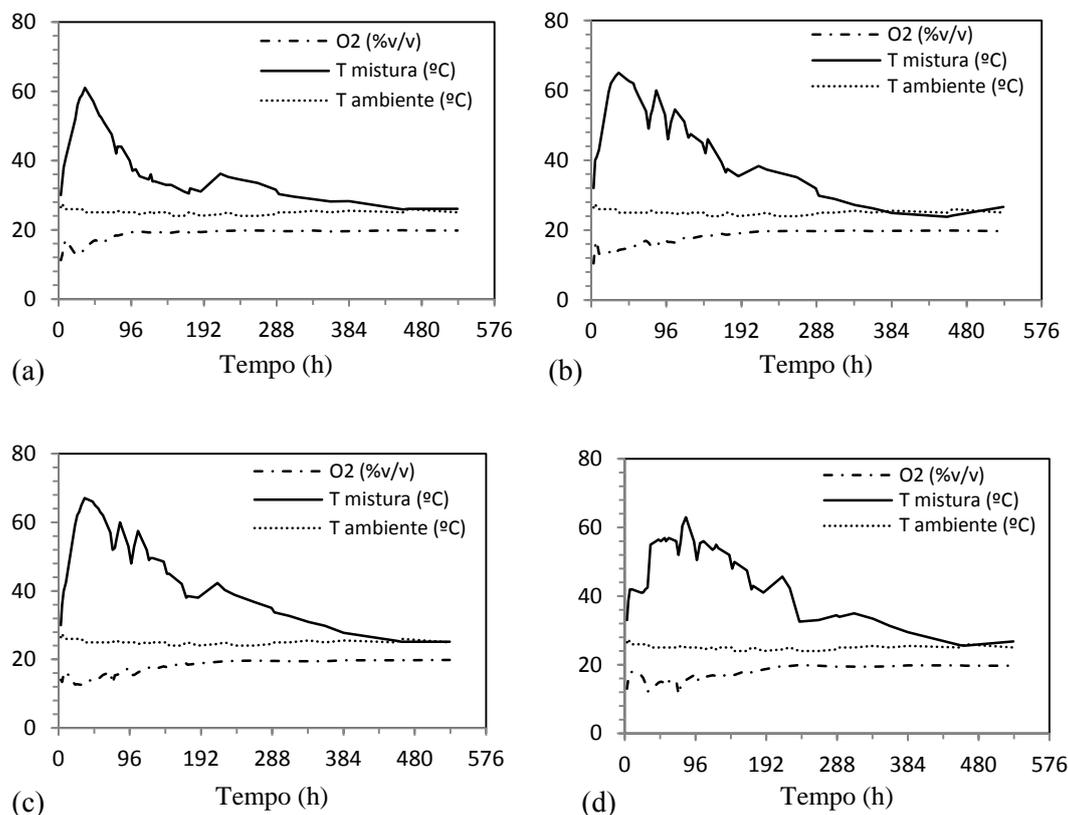


Figura 5.6 - Perfil de temperatura da mistura ($^{\circ}\text{C}$), temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$) e percentagem volumétrica de oxigénio nos reatores (% O_2), dos compostos (a) R_{N1} , (b) R_{N2} , (c) R_{N3} e (d) R_{N4} .

Durante o tempo em que as misturas permaneceram nos reatores, foi monitorizada a concentração de CO_2 e a Figura 5.7 mostra o perfil registado, ao longo de 22 dias. Nesta figura, observa-se que o máximo atingido ocorreu nas primeiras 48 h de reação, ocorrendo depois o decréscimo de CO_2 libertado.

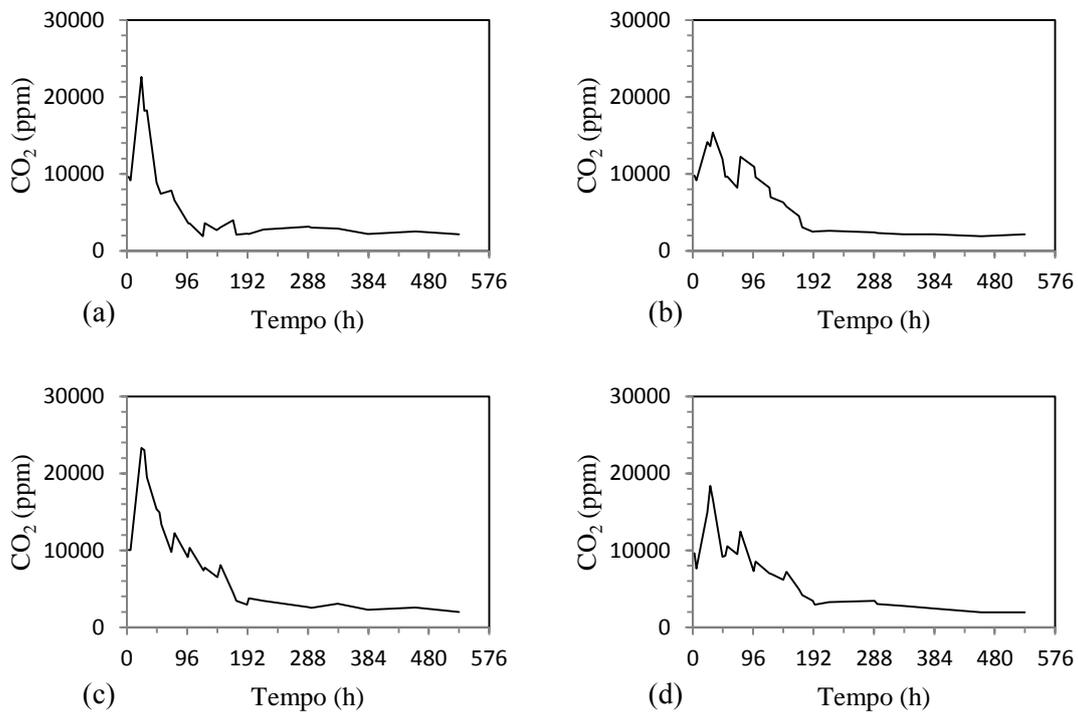


Figura 5.7 - Concentração de CO₂ (ppm) emitido durante o processo de compostagem (a) R_{N1}, (b) R_{N2}, (c) R_{N3} e (d) R_{N4}.

De um modo geral, a concentração de CO₂ libertado do reator R_{N1} é inferior às restantes misturas, e este facto deve-se à maior quantidade de casca de ovo utilizada nessa mistura, a qual tendo uma natureza essencialmente inorgânica não pode ser degradada a CO₂.

Na Figura 5.8 mostram-se as emissões de CO₂ por unidade de massa no início do processo, onde se verifica que existe um padrão similar entre os reatores R_{N2} e R_{N3}, devido ao facto, das misturas serem similares entre si, isto é, apresentam na sua composição CB, AR, CA e casca de ovo. Verifica-se em todos os reatores que a partir das 192 h ocorre uma diminuição das emissões, para baixos valores, ou seja, 0.01 g CO₂ h⁻¹ kg resíduo⁻¹.

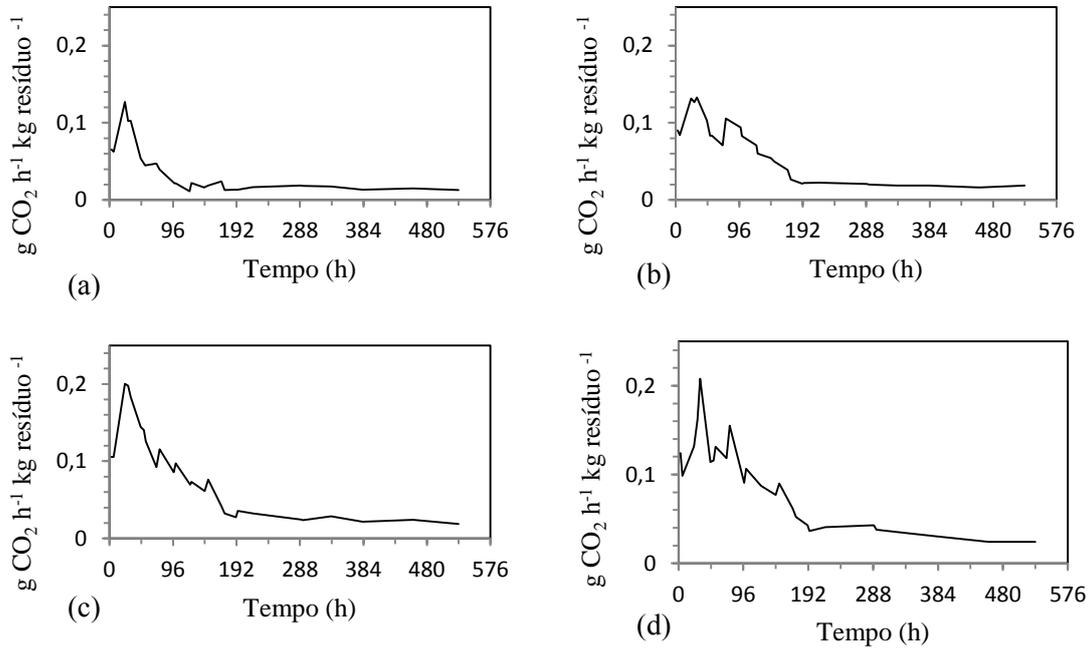


Figura 5.8 - Emissões de CO₂ (g CO₂ h⁻¹ kg resíduo⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R_{N1}, (b) R_{N2}, (c) R_{N3} e (d) R_{N4}.

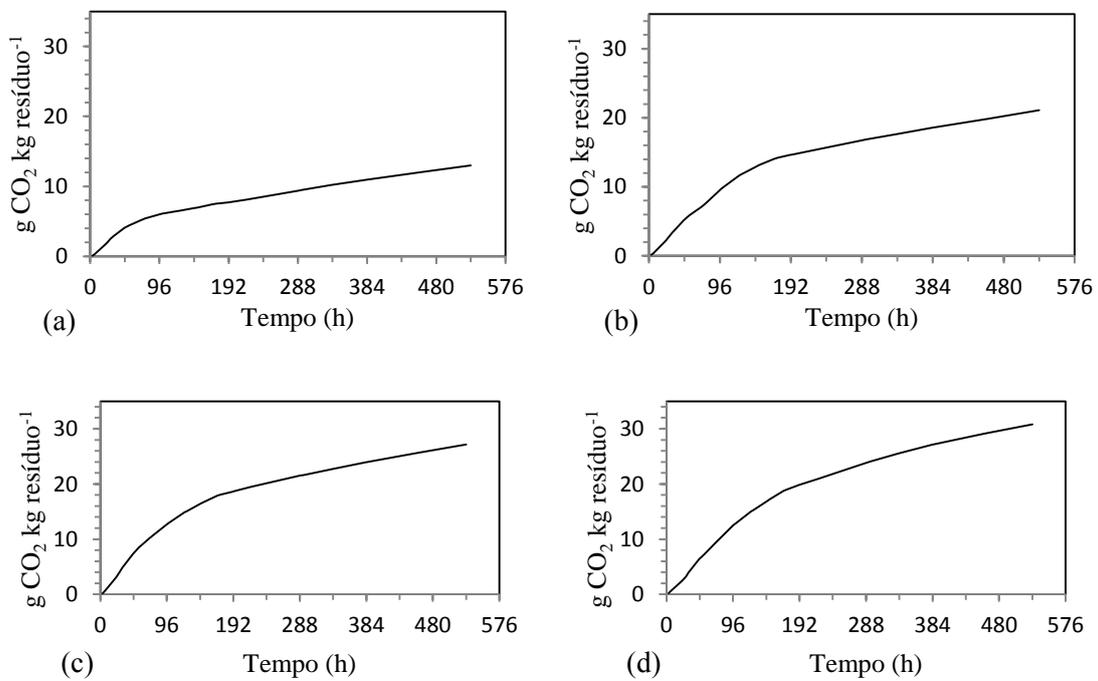


Figura 5.9 - Emissões cumulativas de CO₂ (g CO₂ kg resíduo⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R_{N1}, (b) R_{N2}, (c) R_{N3} e (d) R_{N4}.

A Figura 5.9 ilustra as emissões cumulativas de CO₂ durante os quatro processos de compostagem, podendo concluir-se que os FE registados no final de 528 h (22 dias) foram 13.01, 21.08, 27.17 e 30.83 g CO₂ kg resíduo⁻¹, em base húmida, respetivamente no reator R_{N1}, R_{N2}, R_{N3} e R_{N4}. Deve salientar-se o facto de que para o reator R_{N1} as emissões de dióxido de carbono são menos de metade do que para o reator R_{N4}.

As concentrações de NH₃ emitidas em cada um dos quatro reatores são mostradas na Figura 5.10, em ppm, e na Figura 5.12 em g NH₃ h⁻¹ kg resíduo⁻¹. O NH₃ não foi detetável no início dos processos, verificando-se depois um aumento gradual, atingindo-se valores máximos às 55 h nos reatores R_{N1} e R_{N2}. O R_{N3} teve um máximo de produção de NH₃ a cerca das 175 h. O R_{N4}, emitiu durante todo o processo baixas concentrações, sendo o máximo registado de 399 ppm às 336 h de processo. A concentração de amoníaco aumentou após cada revolvimento e cessou nos últimos dias do processo.

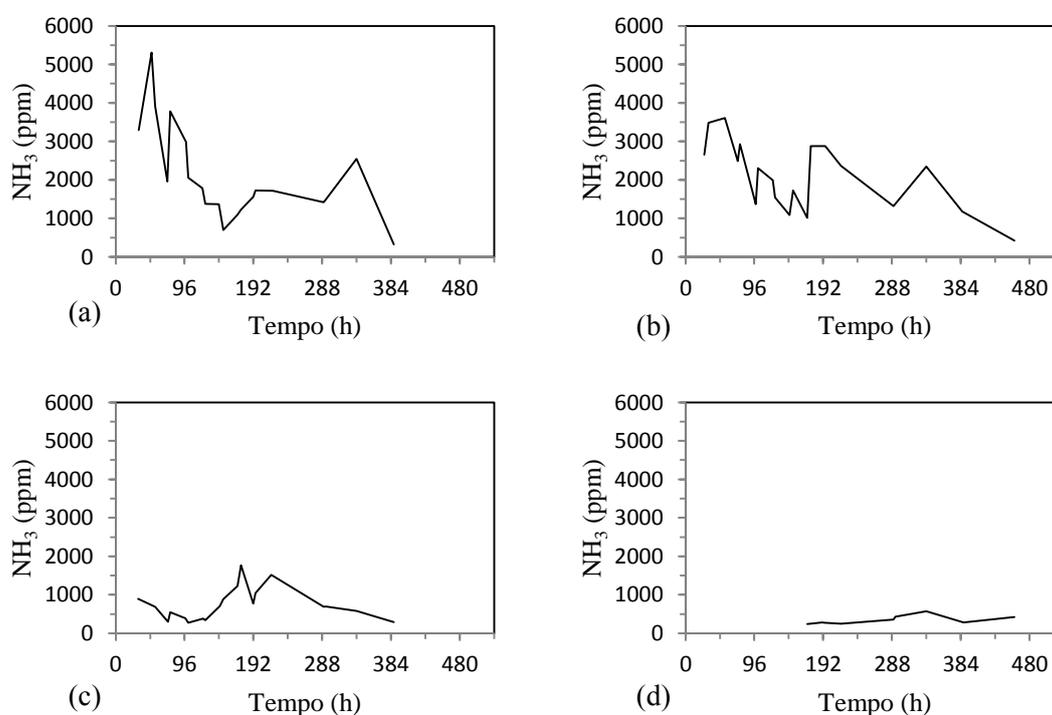


Figura 5.10 - Concentração de NH₃ (ppm) emitido durante o processo de compostagem (a) R_{N1}, (b) R_{N2}, (c) R_{N3} e (d) R_{N4}.

As emissões em função do tempo foram usadas para estimar as emissões totais de NH_3 durante o período de monitorização, integrando as curvas de emissão da Figura 5.11, a emissão total acumulada de cada reator é mostrada graficamente na Figura 5.12.

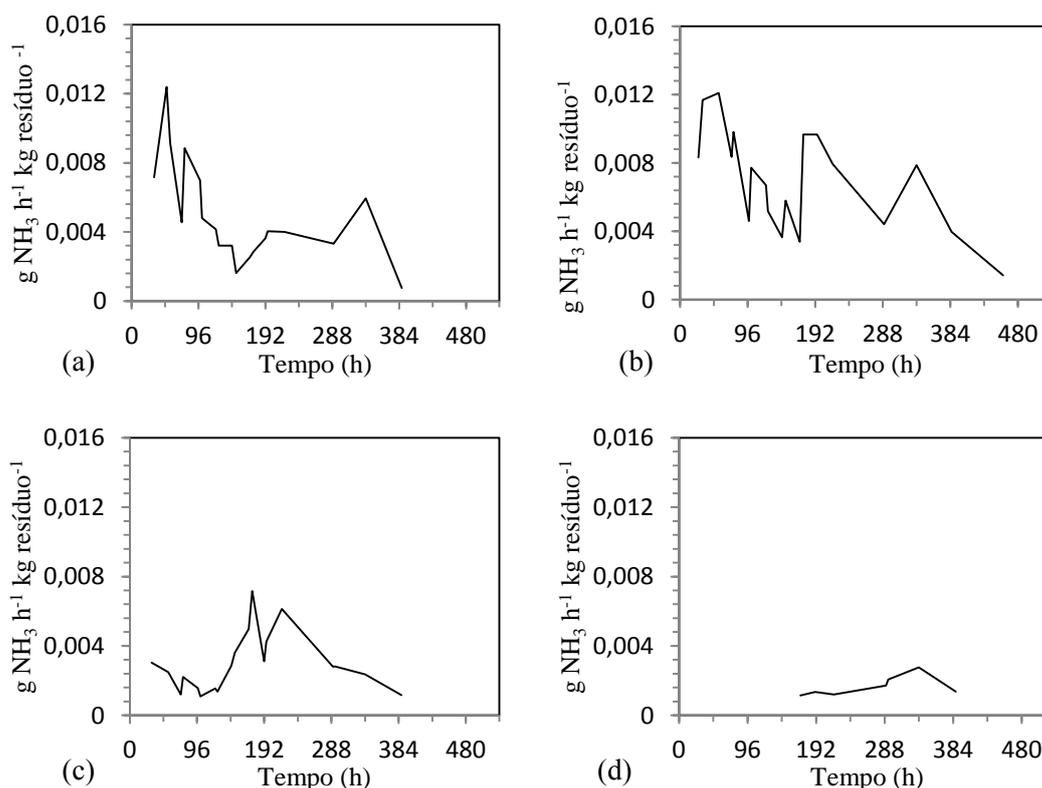


Figura 5.11 - Emissões de NH_3 ($\text{g NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ kg resíduo}^{-1}$) durante o processo de compostagem (a) R_{N1} , (b) R_{N2} , (c) R_{N3} e (d) R_{N4} .

As emissões de amoníaco variam entre 1.72, 2.85, 1.15 e 0.48 $\text{g NH}_3 \text{ kg resíduo}^{-1}$, em base húmida, respetivamente, em R_{N1} , R_{N2} , R_{N3} e R_{N4} . Deve notar-se que também Clemens e Cuhls (2003) obtiveram valores semelhantes de 0.018-1.15 $\text{g NH}_3 \text{ kg resíduo}^{-1}$ durante processos de compostagem, em sistema aberto, onde foram utilizados resíduos sólidos urbanos. Por sua vez, Komilis e Ham (2000), em base seca, com monitorização semelhante à do presente estudo, em sistema fechado (reator), obtiveram valores em base seca de 48.6 $\text{g NH}_3/\text{kg}$ resíduos de alimentos e de 5.5 $\text{g NH}_3/\text{kg}$ resíduos de jardim.

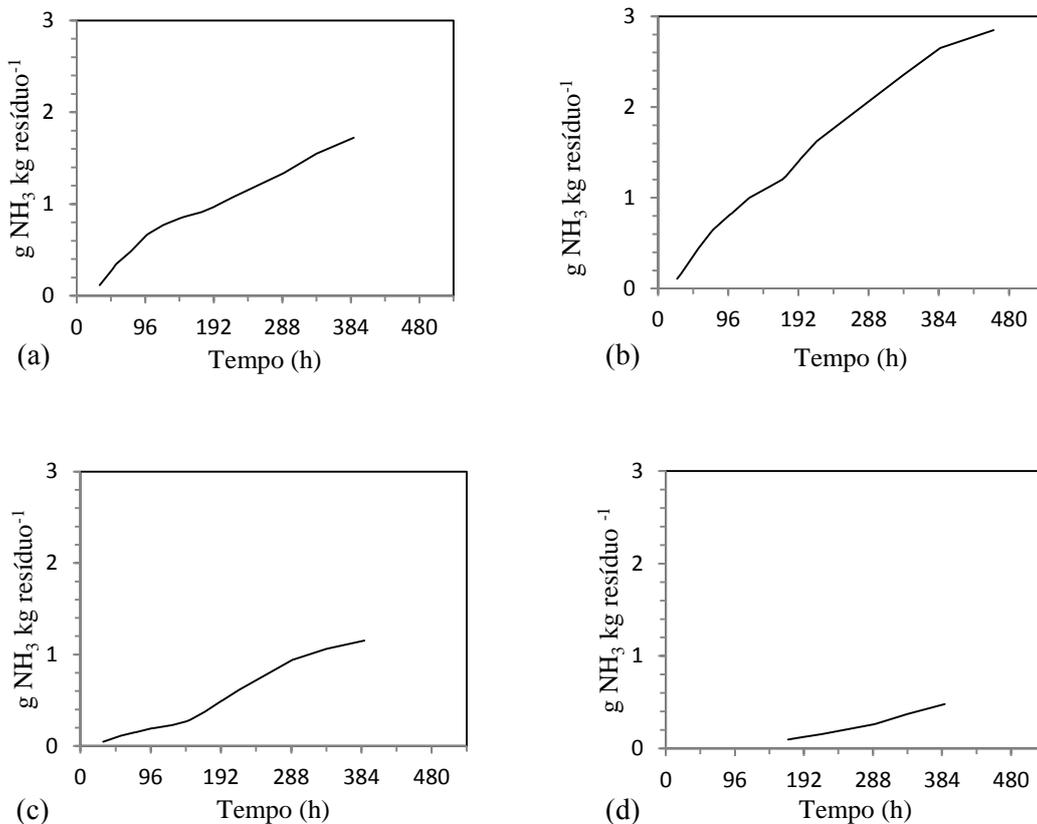


Figura 5.12 - Emissões cumulativas de NH₃ (g NH₃ kg resíduo⁻¹) durante o processo de compostagem (a) R_{N1} , (b) R_{N2} , (c) R_{N3} e (d) R_{N4} .

As emissões de CO₂ e NH₃, foram mais elevadas durante o período de altas temperaturas, devendo-se ao facto de que temperaturas elevadas aceleram as reações de oxidação envolvidas.

5.2. Estimativa dos GEE através de fatores de emissão

Na presente secção são consideradas as misturas anteriormente descritas e processadas em reatores laboratoriais, sendo agora utilizados fatores de emissão da literatura para estimar as emissões. Na Tabela 5.6 estão representadas as emissões teóricas de CO₂, CH₄ e N₂O, que são os potenciais GEE libertados durante os processos de compostagem, tendo em consideração os FE referidos na literatura (Tabela 3.2.).

Tabela 5.6 - Emissões dos GEE medidas (CO₂) e estimadas (CO₂, CH₄ e N₂O) durante os processos de compostagem R_{C1} a R_{N4}.

Reator	Emissões deste estudo	Emissões estimadas			Referência
	(g CO ₂)	Emissão g CO ₂	Emissão g CH ₄	Emissão g N ₂ O	
R _{C1}	428	431- 6647	0,22 - 431	0,05 - 13,6	Clemens e Cuhls, 2003
R _{C2}	559	390 – 6025	0,20 - 390	0,05 - 12,3	FE CO ₂ : 12-185 g/kg resíduo
R _{C3}	499	356 – 5494	0,18 - 356	0,04 - 11,2	FE CH ₄ : 0,006-12 g/kg resíduo
R _{C4}	468	322 – 4967	0,16 - 322	0,04 - 10,2	FE N ₂ O: 0,00144-0,378 g/kg resíduo
R _{N1}	779	718 – 11070	0,36 - 718	0,09 - 22,6	
R _{N2}	949	540- 8326	0,27 - 540	0,06 - 17,0	
R _{N3}	1059	467 – 7209	0,23 - 467	0,06 - 14,7	
R _{N4}	1015	395 – 6090	0,20 - 395	0,05 - 12,4	
R _{C1}	428	6359 – 9054	14,4 - 150,9	10,8 - 19,8	Andersen <i>et al.</i> , 2010
R _{C2}	559	5765- 8208	13,0 - 136,8	9,8 - 17,9	FE CO ₂ : 177-252 g/kg resíduo
R _{C3}	499	5257 – 7484	11,9 - 124,7	8,9 - 16,3	FE CH ₄ : 0,4-4,2 g/kg resíduo
R _{C4}	468	4752 – 6766	10,7 - 112,8	8,1 - 14,8	FE N ₂ O: 0,3-0,55 g/kg resíduo
R _{N1}	779	10592 - 15080	23,9 - 251,3	18,0 - 32,9	
R _{N2}	949	7967 - 11343	18,0 - 189,0	13,5 - 24,8	
R _{N3}	1059	6898 – 9820	15,6 - 163,7	11,7 - 21,4	
R _{N4}	1015	5827 – 8296	13,2 - 138,3	9,9 - 18,1	
R _{C1}			1,08 - 287	2,16 - 21,6	IPCC, 2006 (base húmida)
R _{C2}			0,98 - 260	1,95 - 19,5	FE CH ₄ : 0,03-8 g/kg resíduo
R _{C3}			0,89 - 237	1,78 - 17,8	FE N ₂ O: 0,006-0,6 g/kg resíduo
R _{C4}			0,81 - 214	1,61 - 16,1	
R _{N1}			1,80 - 478	3,59 - 35,9	
R _{N2}			1,35 - 360	2,70 - 27,0	
R _{N3}			1,17 - 311	2,34 - 23,4	
R _{N4}			0,99 - 263	1,98 - 19,8	
R _{C1}			143	10,8	Chen e Lin, 2008
R _{C2}			130	9,8	FE CH ₄ : 4 g/kg resíduo
R _{C3}			118	8,9	FE N ₂ O: 0,3 g/kg resíduo
R _{C4}			107	8,1	
R _{N1}			239	17,9	
R _{N2}			180	13,5	
R _{N3}			156	11,7	
R _{N4}			132	9,9	
R _{C1}			5,7	24,3	Martínez-Blanco <i>et al.</i> , 2010
R _{C2}			5,2	22	FE CH ₄ : 0,158 g/kg resíduo
R _{C3}			4,7	20,1	FE N ₂ O: 0,676 g/kg resíduo
R _{C4}			4,2	18,1	
R _{N1}			9,5	40,5	
R _{N2}			7,1	30,4	
R _{N3}			6,2	26,3	
R _{N4}			5,2	22,3	

As massas nos reatores foram R_{C1}: 35.93; R_{C2}: 32.57; R_{C3}: 29.72; R_{C4}: 26.85; R_{N1}: 59.84; R_{N2}: 45.01; R_{N3}: 38.97; R_{N4}: 32.92.

As emissões de CO₂ totais medidas nas experiências laboratoriais, estiveram compreendidas entre 428-1059 g CO₂, estando dentro do intervalo das estimadas através dos FE propostos por Clemens e Cuhls (2003) de 322-11070 g CO₂. Naquele caso, os processos de compostagem usados para indicar FE foram sistemas abertos, em pilhas estáticas arejadas onde foram utilizados resíduos sólidos urbanos. Comparativamente, com os FE de Andersen (2010) os valores obtidos estão na gama 4752-15080 g CO₂, ou seja, conduzem a estimativas superiores às medidas. A razão desta diferença pode dever-se ao facto de Andersen (2010) ter usado resíduos orgânicos domésticos, que são materiais ricos em carbono, em sistema aberto do tipo pilha estática.

Adicionalmente ao CO₂, os potenciais gases presentes nas emissões gasosas do processo de compostagem são o CH₄ e o N₂O. Em relação ao CH₄, a sua formação ocorre sobretudo em condições anaeróbias, que poderão sempre surgir, devido aos problemas de escoamento preferencial através da mistura. Ainda assim, através dos FE propostos na literatura, as emissões podem situar-se entre 0.16 g no reator R_{C4} e 718 g no reator R_{N1}, segundo os FE proposto por Clemens e Cuhls (2005). Por sua vez, em relação às emissões de N₂O, deve notar-se que apesar de ser um gás produzido em baixas quantidades em processos de compostagem, apresenta elevado potencial de aquecimento global. Neste caso, as emissões estimadas através de FE propostos pela literatura, situam-se entre 0.04 g no reator R_{C3} e R_{C4}, segundo os FE proposto por Clemens e Cuhls (2003) e 40.5 g no reator R_{N1}, com o FE proposto por Martínez-Blanco (2010).

5.3. Estimativa de CO₂ e NH₃ através de cálculos estequiométricos

Na presente secção, o método para estimar as emissões de CO₂ e NH₃ teórico, envolveram relações estequiométricas. Na Tabela 5.7, encontram-se as quantidades de CO₂ e NH₃ produzidas tendo em consideração diferentes matérias orgânicas, com base nas Eq. (4.13) e (4.18), indicadas no Capítulo 4.

Tabela 5.7 – Fatores de emissão de CO₂ e NH₃ estimados estequiometricamente durante o processo de compostagem.

Referência	Equação	FE _{CO₂} (g CO ₂ kg MO ⁻¹)	FE _{NH₃} (g NH ₃ kg MO ⁻¹)
Sanches, 2007	(4.13)	551	2,13× 10 ⁻²
	(4.14)	716	2,13× 10 ⁻²
	(4.15)	496	2,13× 10 ⁻²
Coucello, 2009	(4.16)	16	3,97× 10 ⁻⁵
	(4.17)	159	4,29× 10 ⁻⁵
	(4.18)	48	3,62× 10 ⁻³

Os FE de dióxido de carbono variam neste caso entre 16 e 716 g CO₂ kg MO⁻¹ e entre 3.97×10⁻⁵ e 2.13×10⁻² g NH₃ kg MO⁻¹ para o NH₃. Note-se que neste caso a referência é matéria orgânica (MO) e não massa de resíduo.

Na Tabela 5.8 apresentam-se os FE de CO₂ medidos laboratorialmente, em g CO₂ kg MO⁻¹, com a finalidade de se comparar com os FE calculados através de cálculos estequiométricos, Tabela 5.7.

 Tabela 5.8 – Fator de emissão de CO₂ com base nas medições laboratoriais durante processos de compostagem R_{C1} a R_{N4}.

Reator	Emissões medidas (g CO ₂)	MO (%)	Massa (kg)	MO (kg)	FE _{CO₂} (g CO ₂ kg MO ⁻¹)
R _{C1}	428	42,9	35,93	15,4	27,8
R _{C2}	559	55,2	32,57	18,0	31,1
R _{C3}	499	68,1	29,72	20,2	24,7
R _{C4}	468	88,3	26,85	23,7	19,7
R _{N1}	779	20,9	59,84	12,5	62,3
R _{N2}	949	32,0	45,01	14,4	65,9
R _{N3}	1059	50,3	38,97	19,6	54,0
R _{N4}	1015	87,0	32,92	28,6	35,4

Os FE de CO₂ medidos nas experiências laboratoriais tendo por base a matéria orgânica inicial estão compreendidos entre 19.7 e 65.9 g CO₂ kg MO⁻¹. Assim, comparativamente com os valores obtidos através de cálculos estequiométricos, verifica-se há concordância com os valores previstos pelas Eq. (4.16) e (4.18). As restantes equações preveem emissões superiores.

Na Tabela 5.9 encontram-se indicadas as quantidades de carbono presente inicialmente nos estudos efetuados laboratorialmente e a percentagem de carbono presente nos materiais estudados por Sanches (2007) e Coucello (2009), em resíduos de aviário e de suinicultura, respetivamente. A estimativa de percentagem de carbono foi obtida considerando a regra empírica de que é igual à percentagem de matéria orgânica a dividir pelo fator 1.72 (Howard,1990).

Tabela 5.9 - Quantidade de carbono presente nos materiais.

Reator	% C	Ref.	Equação	% C
R _{C1}	24,9	Sanches, 2007	(4.13)	30,08
R _{C2}	32,1		(4.14)	39,10
R _{C3}	39,6		(4.15)	27,07
R _{C4}	51,3	Coucello, 2009	(4.16)	4,38
R _{N1}	12,2		(4.17)	4,34
R _{N2}	18,6		(4.18)	13,10
R _{N3}	29,2			
R _{N4}	50,6			

A quantidade de carbono presente nos materiais usados nas experiências laboratoriais A e B variou entre 12.2-51.3 %. Assim, da análise da Tabela 5.9, verifica-se que os reatores R_{C4} e R_{N4} apresentam valores mais elevados de carbono devido ao facto, de nestes reatores apenas envolverem CB, CA e AP, ou seja apenas materiais orgânicos. Nos restantes reatores foi adicionada casca de ovo, a qual aumentará sempre a percentagem de material inorgânico. O resíduo de aviário em análise no estudo de Sanches (2007) apresenta valores de carbono na mesma gama que os valores dos reatores, 27.07-39.10 %C. Por sua vez, o material proveniente de suinicultura utilizado por Coucello (2009) apresenta valores um pouco mais baixos, de 4.34 a 13.10 %C.

5.4. Análise das diferentes metodologias para cálculo dos GEE

O objetivo desta secção é fazer uma análise comparativa entre os métodos usados ao longo deste trabalho.

Os FE obtidos na Experiência A foram 11.9, 17.2, 16.8 e 17.4 g CO₂ kg resíduo⁻¹, respetivamente nos reatores R_{C1}, R_{C2}, R_{C3} e R_{C4}. Enquanto, na Experiência B foram 13.01, 21.08, 27.17 e 30.83 g CO₂ kg resíduo⁻¹, respetivamente nos reatores R_{N1}, R_{N2}, R_{N3} e R_{N4}. Assim, verifica-se uma relativa concordância entre R_{C1}, R_{C2}, R_{C3}, R_{C4} e R_{N1} devido ao facto de estes reatores terem uma composição semelhante, isto é, não terem na sua composição aparas de relva. Por sua vez, R_{N2}, R_{N3} e R_{N4} apresentam valores próximos, uma vez que a mistura é a mesma, havendo ligeiras diferenças nas proporções.

Em Andersen (2010) os FE variam entre 177-252 g CO₂ kg resíduo⁻¹ e em Clemens e Cuhls (2003) variam entre 12-185 g CO₂ kg resíduo⁻¹. Através da determinação de CO₂ por cálculos estequiométricos, os FE encontrados variam entre 16-716 g CO₂ kg MO⁻¹.

Ainda assim, a Figura 5.13 permite concluir que os FE de CO₂ estão todos dentro de uma gama não muito alargada de valores, o que é surpreendente dada a diversidade de matérias-primas, de sistemas de compostagem e de condições operatórias usadas.

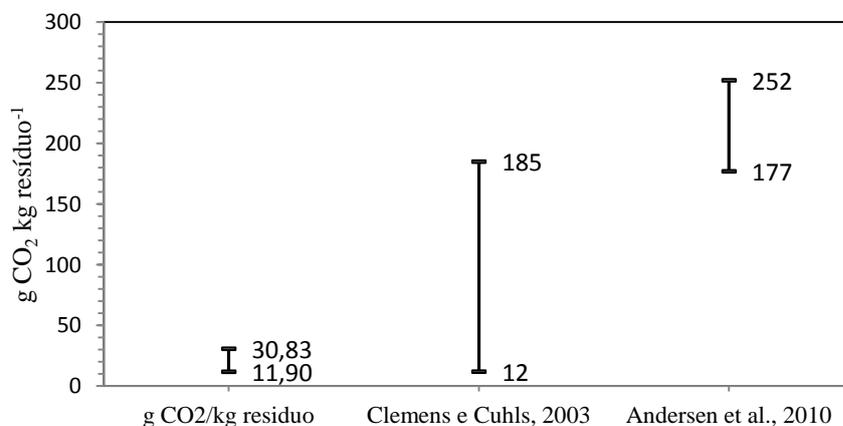


Figura 5.13 – Resumo de valores de fatores de emissão de CO₂ medidos experimentalmente e estimados através de FE.

Utilizando apenas os FE, é possível verificar na Figura 5.14 que as emissões de CH₄ variam, segundo Clemens e Cuhls (2003), entre 0.006-12 g CH₄ kg resíduo⁻¹; para o IPCC os valores variam de 0.03 e 8 g CH₄ kg resíduo⁻¹, por sua vez Chen e Lin (2008) usam o valor padrão de 4 g CH₄ kg resíduo⁻¹; Andersen (2010) obteve valores entre 0.4-4.2 g CH₄ kg resíduo⁻¹ e Martínez-Blanco (2010) obteve um FE de 0.158 g CH₄ kg

resíduo⁻¹. Parece então poder concluir-se que as emissões de CH₄ são relativamente baixas em processos de compostagem. De acordo com a Figura 5.15, as emissões de N₂O variam de 0.00144-0.378 g N₂O kg resíduo⁻¹ (Clemens e Cuhls, 2003), de 0.06 e 0.6 g N₂O kg resíduo⁻¹ para o IPCC; por sua vez Chen e Lin (2008) usam o valor padrão de 0.3 g N₂O kg resíduo⁻¹; Andersen (2010) obteve valores entre 0.3-0.55 g N₂O kg resíduo⁻¹ e Martínez-Blanco (2010) obteve um FE de 0.676 g N₂O kg resíduo⁻¹.

Assim, em termos quantitativos, as emissões de N₂O são ainda inferiores à quantidade de CH₄ libertado. Contudo deve salientar-se que o N₂O tem um potencial de aquecimento global superior (ver Tabela 2.1 do Capítulo 2).

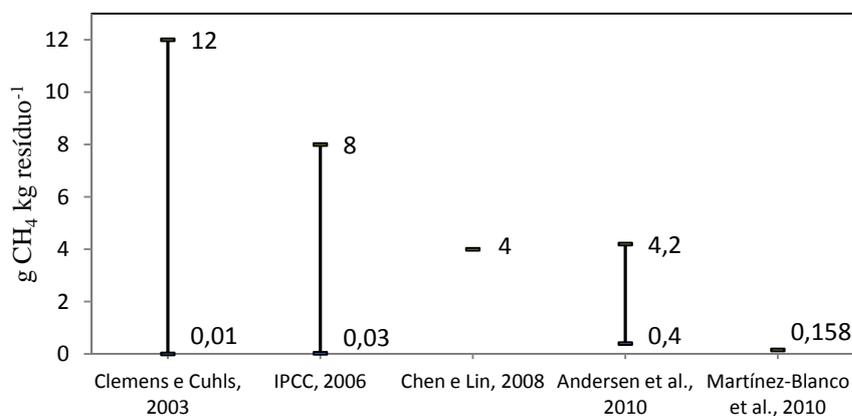


Figura 5.14 - Resumo de valores de fatores de emissão de CH₄.

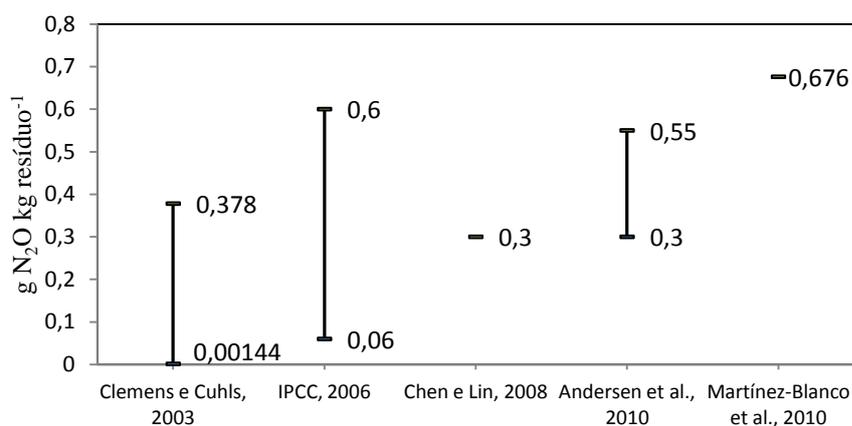


Figura 5.15 - Resumo de valores de fatores de emissão de N₂O.

6. CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO

O principal objetivo deste trabalho focou-se na estimativa de gases com efeito de estufa ao longo de processos de compostagem, designadamente o CO₂. Neste âmbito, foram feitas medições de dióxido de carbono libertado e comparadas com emissões teóricas a partir de FE usados na literatura e ainda, com as emissões estimadas através de cálculos estequiométricos. Adicionalmente, foi determinado experimentalmente a quantidade de amoníaco emitida, o qual não sendo considerado um GEE, pode no âmbito da compostagem dar origem a N₂O em determinadas condições específicas.

Os processos de compostagem acompanhados neste estudo envolveram resíduos de casca de batata, casca de arroz e, adicionalmente, aparas de relva e casca de ovo. Os resultados mostraram que as emissões de dióxido de carbono e de amoníaco aumentaram proporcionalmente à temperatura e inversamente à quantidade de oxigénio consumido. As emissões de dióxido de carbono nos reatores em que as misturas tinham aparas de relva foram superiores. Por outro lado, uma parte do azoto é libertada sob a forma de amoníaco, em especial quando as temperaturas são elevadas.

Com base da literatura foi possível verificar que as emissões de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso dependem fortemente do tipo de sistema de compostagem utilizado.

Em suma, este estudo permite concluir que as emissões dos gases com efeito de estufa podem ser bastante distintas, dependendo dos materiais utilizados e do tipo de sistema de compostagem utilizado. No presente estudo, tendo em conta as emissões apenas durante os 23 e 22 dias, respetivamente na Experiência A e B, que as misturas permaneceram nos reatores, a emissão de CO₂ observadas através de absorção em NaOH variam de 11.9 a 30.8 g CO₂ kg resíduo⁻¹. Na literatura estes valores variam de 12 a 252g CO₂ kg resíduo⁻¹. Por sua vez, as emissões de CH₄ e N₂O observadas na literatura variam, respetivamente, de 0.006 a 12 g CH₄ kg resíduo⁻¹ e 0.0014 a 0.676 g N₂O kg resíduo⁻¹. Em relação ao NH₃, as emissões observadas através de absorção com H₃BO₃ variam de 0.5 a 2.8 g NH₃ kg resíduo⁻¹.

Trabalho futuro

Com o decorrer do presente trabalho, identificaram-se alguns aspetos que podem ser melhorados em investigações futuras. Neste âmbito, destaca-se a importância de determinar as emissões de CH_4 e N_2O , que apesar de potencialmente estarem presentes, são as que efetivamente contam na contabilidade dos GEE neste processo dado que o CO_2 libertado é considerado de origem biogénica. Para tal, sugere-se cromatografia gasosa, se possível ligada on-line na corrente de gases de saída dos reatores.

Relativamente à utilização do método estequiométrico era essencial determinar a composição química ($\text{C}_a\text{H}_b\text{O}_c\text{N}_d$) dos materiais, para representar a matéria orgânica processada em cada reator. Para tal, uma possibilidade é utilizar a análise elementar, devendo ter em conta as potenciais incertezas desta técnica, designadamente a quantificação de azoto e materiais orgânicos.

Adicionalmente, seria interessante quantificar as emissões de GEE associados ao consumo de energia utilizada no processo.

Finalmente, sugere-se para trabalho futuro determinar a fração de NH_3 que pode ser convertida em N_2O de modo a contabilizar esta contribuição nos GEE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahn, H.K., Mulbry, W., White, J.W., Kondrad, S.L., 2011. Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. *Bioresource Technology*. 102, 2904-2909.
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010. Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management*. 30, 2475-2482.
- Bernal, M., Albuquerque, J., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*. 100, 5444-5453.
- Brito, L. M., 2005. Dinâmica do azoto na compostagem e após a aplicação dos compostos ao solo (em http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/v_cich.htm).
- Brito, L. M., 2007. Manual de Compostagem da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. (em http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_de_compostagem%20capa.htm).
- Chen, T.C., Lin, C.F., 2008. Greenhouse gases emissions from waste management practices using Life Cycle Inventory model. *Journal of Hazardous Materials*. 155, 23-31.
- Clemens, J., Cuhls, C., 2003. Greenhouse gas emissions from mechanical and biological waste treatment of municipal Waste. *Environmental Technology*. 24, 745-754.
- Cordeiro, N., 2010. Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos – Caso de estudo da ALGAR S.A. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Coucello, V., 2009. Necessidades de arejamento no processo de compostagem. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D., Haga, K., 2003. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Bioresource Technology*. 89, 109-114.
- Gajalakshmi, S., Abbasi, A., 2008. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 38, 311-400.
- Gonçalves, M.S., 2005. Gestão de resíduos orgânicos, Lisboa: Sociedade Portuguesa de Inovação (em <http://www2.spi.pt/agroambiente/>).
- Guardia, A.D., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Pape, C.L., Launay, M., Benoist, J.C., Petiot, C., 2010. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 2, nitrogen dynamic. *Waste Management*. 30, 415-425.
- Haug, R., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Hermann, B.G., Debeer, L., Wilde, B.D., Blok, K., Patel, M.K., 2011. To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polymer Degradation and Stability*. 96, 1159-1171.
- Howard, P.J.A., Howard, D.M., 1990. Use of organic carbon and loss-on-ignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. *Biol Fertil Soils*. 9, 306-310.
- IEA Bioenergy, 2001. *Biogas and more! Systems and Markets Overview of Anaerobic digestion*. AEA Technology Environment, Culham, Abingdon, Oxfordshire, UK (em <http://web.sdu.dk/bio/pdf/biogas.pdf>)
- IPCC, 2001. *Third Assessment Report* (em http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/?src=/climate/ipcc_tar/).
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (em <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>).
- IPCC, 2007. *Fourth Assessment Report* (em http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm).
-

- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R., Zhao, Y., 2011. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences*. 23, 1754-1760.
- Komilis, D.P., Ham, R.K., 2000. A laboratory method to investigation gaseous emissions and solids decomposition during composting of municipal solid wastes. *Compost Science & Utilization*. 8, 254-265.
- Kuroda, K., Osada, T., Yonaga, M., Kanematu, A., Nitta, T., Mouri, S., Kojima, T., 1996. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces. *Bioresource Technology*. 56, 265-271.
- Lou, X.F., Nair, J., 2009. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – A review. *Bioresource Technology*. 100, 3792-3798.
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*. 30, 983-994.
- NIR, 2012. Portuguese National inventory report on Greenhouse Gases, 1990-2010. Agência Portuguesa do Ambiente.
- Park, K.H., Jeon, J.H., Jeon, K.H., Kwag, J.H., Choi, D.Y., 2011. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure. *Animal Feed Science and Technology*. 166–167, 550–556.
- Sanches, A., 2007. Aplicação do processo de compostagem na estabilização de resíduo de aviário. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Departamento de Ambiente e Ordenamento Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Sánchez-Monedero, M.A., Serramiá, N., Civantos, C.G., Fernández-Hernández, A., Roig, A., 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two - phase olive mill wastes with different agroindustrial by - products. *Chemosphere*. 81, 18-25.
- Sommer, S.G., McGinn, S.M., Hao, X., Larney, F.J., 2004. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. *Atmospheric Environment*. 38, 4643-4652.

- Szanto, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M., 2007. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology*. 98, 2659-2670.
- Ventura, M., 2009. Modelização de um processo aeróbio de tratamento biológico de resíduos. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Departamento de Ambiente e Ordenamento Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Wolter, M., Prayitno, S., Schuchardt, F., 2004. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale. *Bioresource Technology*. 95, 235-244.

Apêndice A – Emissões de CO₂ e NH₃ medidas nos caudais de saída dos reatores nas experiências A e B

Tabela A.1 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{C1}, experiência A.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO₂} (mol/m ³)	G _{CO₂} (ppm)	G _{CO₂} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ / kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ / kg resíduo)
2	14h56	52	5	1,79E-05	6,40E-05	0,2804	6859,04	0,08	2,06	2,06
	16h15	54	5	2,44E-05	6,40E-05	0,3816	9333,94	0,11	0,19	2,24
	18h23	56	5	2,66E-05	6,40E-05	0,4153	10158,90	0,12	0,22	2,47
3	8h55	70	5	1,78E-05	6,40E-05	0,2780	6800,12	0,08	1,37	3,84
	10h54	72	5	1,86E-05	5,07E-05	0,3664	8961,79	0,08	0,16	4,00
	12h45	74	5	1,87E-05	5,07E-05	0,3694	9036,22	0,08	0,16	4,16
	14h27	76	5	1,70E-05	5,07E-05	0,3360	8217,46	0,08	0,16	4,32
	16h40	78	5	1,63E-05	5,07E-05	0,3207	7845,29	0,07	0,15	4,47
4	12h07	98	5	1,35E-05	5,07E-05	0,266	6505,50	0,06	1,31	5,78
	14h02	100	5	1,32E-05	5,07E-05	0,260	6356,64	0,06	0,12	5,89
	15h45	101	5	1,13E-05	5,07E-05	0,223	5463,44	0,05	0,05	5,95
5	9h34	119	5	1,12E-05	4,02E-05	0,278	6797,75	0,05	0,89	6,84
	12h43	122	10	6,58E-06	4,02E-05	0,164	4009,16	0,03	0,12	6,96
	14h28	124	10	6,97E-06	4,02E-05	0,174	4243,89	0,03	0,06	7,02
	16h17	126	10	8,59E-06	4,02E-05	0,214	5229,74	0,04	0,07	7,09
6	11h16	145	10	3,35E-06	4,02E-05	0,083	2037,46	0,01	0,50	7,59
	14h29	148	10	2,88E-06	4,02E-05	0,072	1755,79	0,01	0,04	7,63
	16h25	150	10	3,11E-06	4,02E-05	0,078	1896,63	0,01	0,03	7,65
7	13h19	171	10	4,93E-06	4,02E-05	0,123	2999,84	0,02	0,37	8,03
	14h44	172	10	5,70E-06	4,02E-05	0,142	3469,29	0,03	0,02	8,05
	16h10	174	10	7,05E-06	4,02E-05	0,175	4290,84	0,03	0,06	8,11
8	11h58	193	10	8,90E-06	4,02E-05	0,221	5417,52	0,04	0,67	8,77
	16h03	198	10	6,66E-06	4,02E-05	0,166	4056,11	0,03	0,17	8,94
9	12h53	218	10	4,12E-06	4,02E-05	0,102	2506,92	0,02	0,48	9,42
	16h16	222	10	4,00E-06	4,02E-05	0,100	2436,50	0,02	0,07	9,49
12	12h10	290	10	3,58E-06	4,02E-05	0,089	2178,30	0,02	1,14	10,63
	16h11	294	10	1,73E-06	4,02E-05	0,043	1051,61	0,01	0,05	10,67
13	9h47	311	10	1,88E-06	4,02E-05	0,047	1145,51	0,01	0,14	10,81
	16h02	318	10	1,57E-06	4,02E-05	0,039	957,72	0,01	0,05	10,86
15	9h42	359	10	1,50E-06	4,02E-05	0,037	910,78	0,01	0,28	11,14
16	15h54	389	10	1,57E-06	4,02E-05	0,039	957,72	0,01	0,20	11,34
19	15h37	461	10	5,71E-07	4,02E-05	0,014	347,44	0,00	0,34	11,68
21	15h12	509	10	5,71E-07	4,02E-05	0,014	347,44	0,00	0,12	11,80
23	15h13	557	10	5,48E-07	4,02E-05	0,014	333,65	0,00	0,12	11,92

Tabela A.2 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{C2}, experiência A.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO2} (mol/m ³)	G _{CO2} (ppm)	G _{CO2} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ / kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ / kg resíduo)
0	18h20	7	15	1,53E-05	6,52E-05	0,23	5727,33	0,07	0,26	0,26
1	11h04	25	15	1,72E-05	6,52E-05	0,26	6470,01	0,08	1,42	1,68
2	8h51	46	15	3,79E-05	6,52E-05	0,58	14220,24	0,18	2,81	4,50
	15h36	53	5	2,54E-05	6,52E-05	0,39	9543,00	0,12	1,08	5,57
	16h15	54	5	2,34E-05	6,52E-05	0,36	8790,67	0,11	0,12	5,69
	18h12	56	5	2,18E-05	6,52E-05	0,33	8183,03	0,11	0,22	5,91
3	8h53	70	5	1,58E-05	6,52E-05	0,24	5926,05	0,08	1,28	7,19
	10h54	72	5	1,76E-05	4,78E-05	0,37	9019,57	0,09	0,16	7,36
	12h45	74	5	1,52E-05	4,78E-05	0,32	7797,53	0,07	0,16	7,52
	14h36	76	5	1,55E-05	4,78E-05	0,32	7915,79	0,08	0,15	7,66
	16h32	78	5	1,70E-05	4,78E-05	0,36	8704,21	0,08	0,16	7,82
4	12h07	98	5	8,54E-06	4,78E-05	0,18	4367,91	0,04	1,24	9,07
	14h10	100	5	1,00E-05	4,78E-05	0,21	5116,90	0,05	0,09	9,16
	15h58	101	5	1,09E-05	4,78E-05	0,23	5589,95	0,05	0,05	9,21
5	9h41	119	5	9,16E-06	3,97E-05	0,23	5647,48	0,04	0,88	10,09
	12h57	122	10	6,58E-06	3,97E-05	0,17	4059,70	0,03	0,11	10,20
	14h41	124	10	7,28E-06	3,97E-05	0,18	4487,53	0,04	0,07	10,27
	16h17	126	10	9,17E-06	3,97E-05	0,23	5652,19	0,04	0,08	10,35
6	11h16	145	10	5,20E-06	3,97E-05	0,13	3204,03	0,03	0,66	11,01
	14h29	148	10	4,50E-06	3,97E-05	0,11	2776,20	0,02	0,07	11,08
	16h25	150	10	4,35E-06	3,97E-05	0,11	2681,13	0,02	0,04	11,13
7	13h19	171	10	6,81E-06	3,97E-05	0,17	4202,31	0,03	0,57	11,70
	14h44	172	10	7,16E-06	3,97E-05	0,18	4416,23	0,03	0,03	11,73
	16h10	174	10	8,05E-06	3,97E-05	0,20	4962,90	0,04	0,07	11,80
8	11h58	193	10	1,09E-05	3,97E-05	0,27	6721,77	0,05	0,88	12,68
	16h03	198	10	9,59E-06	3,97E-05	0,24	5913,64	0,05	0,25	12,93
9	12h53	218	10	6,43E-06	3,97E-05	0,16	3964,63	0,03	0,78	13,71
	16h16	222	10	7,35E-06	3,97E-05	0,19	4535,07	0,04	0,13	13,84
12	12h10	290	10	2,96E-06	3,97E-05	0,07	1825,46	0,01	1,71	15,55
	16h11	294	10	2,81E-06	3,97E-05	0,07	1730,39	0,01	0,06	15,60
13	9h47	311	10	2,19E-06	3,97E-05	0,06	1350,09	0,01	0,21	15,81
	16h02	318	10	2,19E-06	3,97E-05	0,06	1350,09	0,01	0,07	15,88
14	9h42	359	10	1,57E-06	3,97E-05	0,04	969,80	0,01	0,38	16,26
16	15h54	389	10	1,26E-06	3,97E-05	0,03	779,65	0,01	0,21	16,47
19	15h37	461	10	6,48E-07	3,97E-05	0,02	399,35	0,00	0,33	16,80
21	15h12	509	10	6,86E-07	3,97E-05	0,02	423,12	0,00	0,16	16,96
23	15h13	557	10	1,01E-06	3,97E-05	0,03	623,86	0,00	0,20	17,16

Tabela A.3 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{C3}, experiência A.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO₂} (mol/m ³)	G _{CO₂} (ppm)	G _{CO₂} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ /kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ /kg resíduo)
0	17h	6	15	1,48E-05	6,50E-05	0,23	5577,62	0,08	0,24	0,24
	19h20	8	15	1,34E-05	6,50E-05	0,21	5036,11	0,07	0,15	0,39
1	11h59	25	15	1,60E-05	6,50E-05	0,25	6003,10	0,09	1,33	1,72
	15h03	29	15	1,62E-05	6,50E-05	0,25	6090,13	0,09	0,34	2,06
2	8h53	46	15	2,09E-05	6,50E-05	0,32	7874,56	0,11	1,68	3,74
	16h10	54	5	1,86E-05	6,50E-05	0,29	6985,60	0,10	0,84	4,58
	18h12	56	5	1,92E-05	6,50E-05	0,30	7217,68	0,10	0,20	4,78
3	8h53	70	5	1,55E-05	6,50E-05	0,24	5825,21	0,08	1,29	6,08
	10h46	72	5	1,49E-05	4,88E-05	0,30	7444,78	0,08	0,16	6,24
	12h37	74	5	1,49E-05	4,88E-05	0,31	7483,39	0,08	0,16	6,40
	14h36	76	5	1,55E-05	4,88E-05	0,32	7753,69	0,08	0,16	6,56
	16h32	78	5	1,53E-05	4,88E-05	0,31	7676,46	0,08	0,16	6,72
4	11h48	97	5	9,62E-06	4,88E-05	0,20	4819,05	0,05	1,26	7,99
	14h10	100	5	1,15E-05	4,88E-05	0,23	5745,78	0,06	0,17	8,15
	15h51	101	5	1,15E-05	4,88E-05	0,23	5745,78	0,06	0,06	8,22
5	9h41	119	5	1,03E-05	4,15E-05	0,25	6079,54	0,05	1,05	9,26
	12h57	122	10	7,24E-06	4,15E-05	0,17	4266,57	0,04	0,14	9,40
	14h41	124	10	7,74E-06	4,15E-05	0,19	4561,91	0,04	0,08	9,48
	16h17	126	10	8,28E-06	4,15E-05	0,20	4879,97	0,04	0,09	9,57
6	12h09	146	10	8,13E-06	4,15E-05	0,20	4789,10	0,04	0,87	10,44
	14h29	148	10	3,96E-06	4,15E-05	0,10	2335,50	0,02	0,06	10,51
	16h25	150	10	4,43E-06	4,15E-05	0,11	2608,12	0,02	0,04	10,55
7	13h19	171	10	6,31E-06	4,15E-05	0,15	3721,33	0,03	0,60	11,15
	14h44	172	10	5,70E-06	4,15E-05	0,14	3357,83	0,03	0,03	11,18
	16h10	174	10	8,05E-06	4,15E-05	0,19	4743,66	0,04	0,07	11,26
8	11h34	193	10	9,74E-06	4,15E-05	0,23	5743,27	0,05	0,90	12,16
	16h40	198	10	5,54E-06	4,15E-05	0,13	3266,96	0,03	0,20	12,36
9	12h53	218	10	5,50E-06	4,15E-05	0,13	3244,24	0,03	0,59	12,95
	16h16	222	10	5,20E-06	4,15E-05	0,13	3062,49	0,03	0,11	13,06
12	12h10	290	10	4,58E-06	4,15E-05	0,11	2699,00	0,02	1,77	14,84
	16h11	294	10	2,65E-06	4,15E-05	0,06	1563,07	0,01	0,08	14,91
13	9h47	311	10	2,27E-06	4,15E-05	0,05	1335,89	0,01	0,22	15,13
	16h02	318	10	2,11E-06	4,15E-05	0,05	1245,01	0,01	0,08	15,22
15	9h42	359	10	1,46E-06	4,15E-05	0,04	858,80	0,01	0,39	15,61
16	15h54	389	10	1,26E-06	4,15E-05	0,03	745,21	0,01	0,22	15,82
19	15h37	461	10	1,03E-06	4,15E-05	0,02	608,90	0,01	0,44	16,27
21	15h12	509	10	9,95E-07	4,15E-05	0,02	586,18	0,01	0,26	16,52
23	15h13	557	10	1,17E-06	4,15E-05	0,03	687,18	0,01	0,28	16,80

Tabela A.4 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{C4} experiência A.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO₂} (mol/m ³)	G _{CO₂} (ppm)	G _{CO₂} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ / kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ / kg resíduo)
1	10h05	24	15	1,25E-05	6,20E-05	0,20	4935,11	0,07	0,89	0,89
	13h06	27	15	1,60E-05	6,20E-05	0,26	6313,85	0,09	0,25	1,14
	15h03	29	15	1,74E-05	6,20E-05	0,28	6881,57	0,10	0,20	1,34
2	8h51	46	15	2,66E-05	6,20E-05	0,43	10485,91	0,16	2,21	3,54
	15h36	53	5	1,86E-05	6,20E-05	0,30	7323,61	0,11	0,93	4,47
	16h10	54	5	1,81E-05	6,20E-05	0,29	7141,13	0,11	0,11	4,58
	18h12	56	5	1,84E-05	6,20E-05	0,30	7262,78	0,11	0,22	4,80
3	8h53	70	5	1,44E-05	6,20E-05	0,23	5681,29	0,08	1,35	6,15
	10h46	72	5	1,33E-05	4,85E-05	0,27	6718,37	0,08	0,16	6,32
	12h37	74	5	1,52E-05	4,85E-05	0,31	7651,46	0,09	0,17	6,48
	14h27	76	5	1,35E-05	4,85E-05	0,28	6796,13	0,08	0,17	6,65
	16h40	78	5	1,50E-05	4,85E-05	0,31	7573,71	0,09	0,17	6,82
4	12h00	98	5	7,46E-06	4,85E-05	0,15	3763,56	0,04	1,33	8,15
	14h02	100	5	1,13E-05	4,85E-05	0,23	5707,51	0,07	0,11	8,26
	15h45	101	5	1,10E-05	4,85E-05	0,23	5552,00	0,06	0,07	8,32
5	9h34	119	5	9,93E-06	3,98E-05	0,25	6097,23	0,06	1,11	9,44
	12h43	122	10	7,20E-06	3,98E-05	0,18	4421,42	0,04	0,15	9,59
	14h28	124	10	8,59E-06	3,98E-05	0,22	5273,50	0,05	0,09	9,68
	16h17	126	10	8,36E-06	3,98E-05	0,21	5131,49	0,05	0,10	9,78
6	12h09	146	10	6,81E-06	3,98E-05	0,17	4184,73	0,04	0,90	10,68
	14h29	148	10	4,19E-06	3,98E-05	0,11	2575,23	0,02	0,06	10,74
	16h25	150	10	6,12E-06	3,98E-05	0,15	3758,69	0,04	0,06	10,80
7	13h19	171	10	5,77E-06	3,98E-05	0,14	3545,66	0,03	0,74	11,54
	14h44	172	10	7,05E-06	3,98E-05	0,18	4326,74	0,04	0,04	11,58
	16h10	174	10	7,66E-06	3,98E-05	0,19	4705,45	0,05	0,09	11,66
8	11h34	193	10	8,36E-06	3,98E-05	0,21	5131,49	0,05	0,90	12,56
	16h40	198	10	6,12E-06	3,98E-05	0,15	3758,69	0,04	0,21	12,77
9	12h53	218	10	4,89E-06	3,98E-05	0,12	3001,28	0,03	0,65	13,42
	16h16	222	10	5,58E-06	3,98E-05	0,14	3427,32	0,03	0,12	13,55
12	12h10	290	10	4,19E-06	3,98E-05	0,11	2575,23	0,02	1,96	15,51
	16h11	294	10	2,34E-06	3,98E-05	0,06	1439,12	0,01	0,08	15,59
13	9h47	311	10	1,77E-06	3,98E-05	0,04	1084,08	0,01	0,21	15,79
	16h02	318	10	1,96E-06	3,98E-05	0,05	1202,43	0,01	0,08	15,87
15	9h42	359	10	1,38E-06	3,98E-05	0,03	847,39	0,01	0,40	16,27
16	15h54	389	10	1,19E-06	3,98E-05	0,03	729,05	0,01	0,23	16,50
19	15h37	461	10	8,79E-07	3,98E-05	0,02	539,70	0,01	0,44	16,94
21	15h12	509	10	7,25E-07	3,98E-05	0,02	445,02	0,00	0,23	17,17
23	15h13	557	10	1,09E-06	3,98E-05	0,03	668,59	0,01	0,26	17,42

Tabela A.5 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{N1}, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO2} (mol/m ³)	G _{CO2} (ppm)	G _{CO2} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ /kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ /kg resíduo)
0	14h46	3	10	2,48E-05	6,30E-05	0,39	9622,23	0,07	0,10	0,10
	17h27	6	10	2,36E-05	6,30E-05	0,37	9149,85	0,06	0,19	0,29
1	9h18	23	5	4,81E-05	5,18E-05	0,93	22676,23	0,13	1,61	1,90
	14h46	28	5	3,87E-05	5,18E-05	0,75	18255,34	0,10	0,57	2,48
	18h53	32	5	3,88E-05	5,58E-05	0,70	17000,80	0,10	0,41	2,89
2	9h38	47	5	2,03E-05	5,58E-05	0,36	8893,22	0,05	1,17	4,06
	16h35	54	5	1,70E-05	5,58E-05	0,30	7436,57	0,04	0,35	4,40
3	9h10	71	5	1,79E-05	5,58E-05	0,32	7852,76	0,05	0,79	5,19
	14h34	76	5	1,49E-05	5,58E-05	0,27	6534,84	0,04	0,22	5,41
4	12h39	98	5	8,11E-06	5,58E-05	0,15	3552,18	0,02	0,67	6,08
	14h48	100	5	8,11E-06	5,58E-05	0,15	3552,18	0,02	0,04	6,12
5	11h31	121	5	4,31E-06	5,58E-05	0,08	1887,44	0,01	0,35	6,47
	14h36	124	10	8,25E-06	5,58E-05	0,15	3614,24	0,02	0,05	6,52
6	9h52	143	10	6,11E-06	5,58E-05	0,11	2677,82	0,02	0,36	6,88
	15h44	149	10	7,00E-06	5,58E-05	0,13	3068,45	0,02	0,10	6,98
7	11h33	169	10	9,09E-06	5,58E-05	0,16	3983,88	0,02	0,43	7,41
	16h53	174	10	4,84E-06	5,58E-05	0,09	2122,00	0,01	0,09	7,50
8	9h37	191	10	5,09E-06	5,58E-05	0,09	2230,61	0,01	0,22	7,72
	12h45	194	10	5,02E-06	5,58E-05	0,09	2199,57	0,01	0,04	7,76
9	11h23	217	10	6,33E-06	5,58E-05	0,11	2773,65	0,02	0,35	8,11
12	11h30	289	10	7,15E-06	5,58E-05	0,13	3130,51	0,02	1,28	9,39
	15h41	293	10	6,86E-06	5,58E-05	0,12	3006,39	0,02	0,07	9,47
14	9h52	335	10	6,58E-06	5,58E-05	0,12	2882,26	0,02	0,75	10,21
16	9h36	383	10	5,06E-06	5,58E-05	0,09	2215,09	0,01	0,74	10,95
19	13h10	459	10	5,73E-06	5,58E-05	0,10	2509,89	0,02	1,08	12,04
22	10h00	528	10	4,95E-06	5,58E-05	0,09	2168,54	0,01	0,98	13,01

Tabela A.6 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{N2}, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO2} (mol/m ³)	G _{CO2} (ppm)	G _{CO2} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ / kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ / kg resíduo)
0	14h43	3	10	2,56E-05	6,40E-05	0,40	9797,38	0,09	0,14	0,14
	17h26	6	10	2,39E-05	6,40E-05	0,37	9146,38	0,08	0,26	0,40
1	9h18	23	5	3,73E-05	6,47E-05	0,58	14126,28	0,13	1,83	2,23
	14h46	28	5	3,60E-05	6,47E-05	0,56	13620,06	0,13	0,65	2,88
	18h53	32	5	3,77E-05	6,00E-05	0,63	15373,79	0,13	0,52	3,39
2	9h38	47	5	2,92E-05	6,00E-05	0,49	11922,55	0,10	1,77	5,16
	14h52	52	5	2,36E-05	6,00E-05	0,39	9631,13	0,08	0,47	5,63
	17h57	55	5	2,37E-05	6,00E-05	0,40	9663,40	0,08	0,25	5,88
3	9h10	71	5	2,01E-05	6,00E-05	0,34	8211,09	0,07	1,23	7,11
	14h34	76	5	3,00E-05	6,00E-05	0,50	12213,01	0,11	0,44	7,55
4	12h39	98	5	2,67E-05	6,00E-05	0,45	10889,80	0,09	2,19	9,75
	14h48	100	5	2,35E-05	6,00E-05	0,39	9598,85	0,08	0,18	9,92
5	12h24	122	5	2,01E-05	6,00E-05	0,34	8211,09	0,07	1,69	11,61
	14h36	124	10	1,70E-05	6,00E-05	0,28	6945,62	0,06	0,13	11,74
6	10h54	144	10	1,54E-05	6,00E-05	0,26	6291,66	0,05	1,14	12,89
	15h33	149	10	1,42E-05	6,00E-05	0,24	5771,88	0,05	0,26	13,15
7	11h33	169	10	1,11E-05	6,00E-05	0,19	4530,20	0,04	0,89	14,04
	16h53	174	10	7,50E-06	6,00E-05	0,13	3057,50	0,03	0,16	14,20
8	9h37	191	10	6,08E-06	6,00E-05	0,10	2479,97	0,02	0,41	14,61
	12h45	194	10	6,23E-06	6,00E-05	0,10	2537,73	0,02	0,06	14,67
9	11h23	217	10	6,44E-06	6,00E-05	0,11	2624,35	0,02	0,51	15,18
12	11h30	289	10	5,87E-06	6,00E-05	0,10	2393,34	0,02	1,56	16,74
	15h41	293	10	5,73E-06	6,00E-05	0,10	2335,59	0,02	0,08	16,83
14	9h52	335	10	5,30E-06	6,00E-05	0,09	2162,33	0,02	0,82	17,64
16	9h36	383	10	5,30E-06	6,00E-05	0,09	2162,33	0,02	0,90	18,54
19	13h10	459	10	4,67E-06	6,00E-05	0,08	1902,44	0,02	1,33	19,87
22	10h00	528	10	5,30E-06	6,00E-05	0,09	2162,33	0,02	1,21	21,08

Tabela A.7 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{N3}, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO2} (mol/m ³)	G _{CO2} (ppm)	G _{CO2} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ /kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ /kg resíduo)
0	14h43	3	10	2,59E-05	6,38E-05	0,41	9939,51	0,11	0,16	0,16
	17h26	6	10	2,59E-05	6,38E-05	0,41	9939,51	0,11	0,32	0,47
1	9h18	23	5	4,93E-05	5,28E-05	0,93	22810,30	0,20	2,60	3,07
	14h46	28	5	4,87E-05	5,28E-05	0,92	22528,66	0,20	1,00	4,07
	18h53	32	5	4,51E-05	5,28E-05	0,85	20895,17	0,18	0,76	4,83
2	9h38	47	5	3,56E-05	5,62E-05	0,63	15494,36	0,14	2,46	7,29
	14h37	52	5	3,46E-05	5,62E-05	0,62	15046,17	0,14	0,71	8,00
	17h56	55	5	3,09E-05	5,62E-05	0,55	13460,26	0,13	0,40	8,40
3	9h09	71	5	2,27E-05	6,32E-05	0,36	8780,43	0,09	1,74	10,15
	14h22	76	5	2,84E-05	6,32E-05	0,45	10987,64	0,12	0,52	10,66
4	11h12	97	5	2,11E-05	6,32E-05	0,33	8167,32	0,09	2,11	12,78
	14h48	100	5	2,39E-05	6,32E-05	0,38	9270,92	0,10	0,27	13,05
5	12h24	122	5	1,71E-05	6,32E-05	0,27	6634,53	0,07	1,84	14,89
	14h36	124	10	1,80E-05	6,32E-05	0,28	6965,29	0,07	0,14	15,03
6	10h54	144	10	1,51E-05	6,32E-05	0,24	5839,10	0,06	1,34	16,37
	15h31	149	10	1,87E-05	6,32E-05	0,30	7251,68	0,08	0,34	16,72
7	11h33	169	10	1,03E-05	6,32E-05	0,16	4001,37	0,04	1,18	17,90
	16h53	174	10	7,96E-06	6,32E-05	0,13	3082,51	0,03	0,19	18,08
8	9h37	191	10	6,79E-06	6,32E-05	0,11	2629,93	0,03	0,51	18,59
	12h45	194	10	8,78E-06	6,32E-05	0,14	3397,94	0,04	0,09	18,69
9	11h23	217	10	8,00E-06	6,32E-05	0,13	3096,22	0,03	0,78	19,47
12	11h30	289	10	6,08E-06	6,32E-05	0,10	2355,65	0,02	2,06	21,53
	15h41	293	10	5,87E-06	6,32E-05	0,09	2273,36	0,02	0,10	21,63
14	9h52	335	10	7,08E-06	6,32E-05	0,11	2739,65	0,03	1,11	22,73
16	9h36	383	10	5,30E-06	6,32E-05	0,08	2053,93	0,02	1,21	23,94
19	13h10	459	10	5,98E-06	6,32E-05	0,09	2314,50	0,02	1,74	25,68
22	10h00	528	10	4,60E-06	6,32E-05	0,07	1779,64	0,02	1,48	27,17

Tabela A.8 – Dados referentes à estimativa de CO₂, reator R_{N4}, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{CO₂} (mol/m ³)	G _{CO₂} (ppm)	G _{CO₂} (g CO ₂ /(h×kg resíduo))	FE (g CO ₂ /kg resíduo)	Acumulado FE (g CO ₂ /kg resíduo)
0	14h43	3	10	2,58E-05	6,57E-05	0,39	9616,69	0,12	0,19	0,19
	17h26	6	10	2,05E-05	6,57E-05	0,31	7645,30	0,10	0,33	0,52
1	9h18	23	5	2,74E-05	4,50E-05	0,61	14877,12	0,13	1,96	2,48
	14h46	28	5	3,37E-05	4,50E-05	0,75	18316,01	0,16	0,73	3,21
	18h53	32	5	4,32E-05	4,50E-05	0,96	23474,35	0,21	0,74	3,95
2	9h38	47	5	2,37E-05	6,45E-05	0,37	8989,21	0,11	2,41	6,37
	14h29	52	5	2,41E-05	6,45E-05	0,37	9139,32	0,12	0,58	6,94
	17h56	55	5	2,73E-05	6,45E-05	0,42	10340,20	0,13	0,37	7,31
3	9h09	71	5	2,46E-05	5,90E-05	0,42	10188,21	0,12	2,00	9,31
	14h22	76	5	3,23E-05	5,90E-05	0,55	13371,81	0,16	0,68	9,99
4	11h12	97	5	1,89E-05	5,90E-05	0,32	7825,13	0,09	2,58	12,58
	14h48	100	5	2,21E-05	5,90E-05	0,37	9170,77	0,11	0,30	12,87
5	12h24	122	5	1,82E-05	5,90E-05	0,31	7529,74	0,09	2,13	15,00
	15h04	125	10	1,79E-05	5,90E-05	0,30	7424,37	0,09	0,26	15,26
6	10h54	144	10	1,60E-05	5,90E-05	0,27	6647,90	0,08	1,55	16,82
	15h31	149	10	1,87E-05	5,90E-05	0,32	7749,12	0,09	0,42	17,23
7	11h33	169	10	1,28E-05	5,90E-05	0,22	5297,08	0,06	1,51	18,75
	16h53	174	10	1,08E-05	5,90E-05	0,18	4489,52	0,05	0,28	19,03
8	9h37	191	10	8,92E-06	5,90E-05	0,15	3696,64	0,04	0,81	19,84
	12h45	194	10	7,57E-06	5,90E-05	0,13	3138,69	0,04	0,12	19,96
9	11h23	217	10	8,49E-06	5,90E-05	0,14	3520,44	0,04	0,89	20,85
12	11h30	289	10	8,92E-06	5,90E-05	0,15	3696,64	0,04	3,02	23,86
	15h41	293	10	7,85E-06	5,90E-05	0,13	3256,15	0,04	0,16	24,02
14	9h52	335	10	7,15E-06	5,90E-05	0,12	2962,49	0,03	1,52	25,54
16	9h36	383	10	6,30E-06	5,90E-05	0,11	2610,10	0,03	1,55	27,09
19	13h10	459	10	5,02E-06	5,90E-05	0,09	2081,52	0,02	2,07	29,16
22	10h00	528	10	5,02E-06	5,90E-05	0,09	2081,52	0,02	1,67	30,83

Tabela A.9 – Dados referentes à estimativa de NH₃, reator R_{N1}, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C _{NH₃} (mol/m ³)	E _{NH₃} (ppm)	E* NH ₃ (g NH ₃ /(h×kg resíduo))	FE (g NH ₃ / kg resíduo)	Acumulado FE (g NH ₃ / kg resíduo)
1	18h07	32	5	6,99E-06	5,58E-05	0,13	3063,52	7,15E-03	0,11	0,11
2	12h41	50	2,5	1,21E-05	5,58E-05	0,22	5309,27	1,24E-02	0,18	0,29
	17h36	55	4	8,94E-06	5,58E-05	0,16	3915,65	9,14E-03	0,05	0,34
3	10h12	72	8	4,46E-06	5,58E-05	0,08	1953,49	4,56E-03	0,12	0,46
	14h57	76	4	8,64E-06	5,58E-05	0,15	3785,59	8,84E-03	0,03	0,49
4	12h21	98	5	6,82E-06	5,58E-05	0,12	2986,85	6,97E-03	0,17	0,66
	15h25	101	7	4,69E-06	5,58E-05	0,08	2054,19	4,80E-03	0,02	0,68
5	11h47	121	8	4,06E-06	5,58E-05	0,07	1780,08	4,16E-03	0,09	0,77
	15h29	125	11	3,14E-06	5,58E-05	0,06	1376,58	3,21E-03	0,01	0,78
6	10h11	144	11	3,13E-06	5,58E-05	0,06	1370,27	3,20E-03	0,06	0,84
	16h16	150	22	1,59E-06	5,58E-05	0,03	694,59	1,62E-03	0,01	0,86
7	12h10	170	14	2,49E-06	5,58E-05	0,04	1091,51	2,55E-03	0,04	0,90
	17h26	175	13	2,79E-06	5,58E-05	0,05	1223,49	2,86E-03	0,01	0,91
8	10h10	192	10	3,55E-06	5,58E-05	0,06	1555,85	3,63E-03	0,06	0,97
	13h17	195	9	3,95E-06	5,58E-05	0,07	1728,73	4,04E-03	0,01	0,98
9	13h11	219	9	3,91E-06	5,58E-05	0,07	1713,31	4,00E-03	0,10	1,08
12	12h09	290	11	3,24E-06	5,58E-05	0,06	1420,72	3,32E-03	0,26	1,34
14	10h28	336	6	5,81E-06	5,58E-05	0,10	2546,85	5,95E-03	0,21	1,55
16	14h10	388	51	7,38E-07	5,58E-05	0,01	323,43	7,55E-04	0,17	1,72

Tabela A.10 – Dados referentes à estimativa de NH_3 , reator R_{N_2} , experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C_{NH_3} (mol/m ³)	E_{NH_3} (ppm)	$E^*_{\text{NH}_3}$ (g NH_3 /(h×kg resíduo))	FE (g NH_3 / kg resíduo)	Acumulado FE (g NH_3 / kg resíduo)
1	12h28	26	6	6,12E-06	6,47E-05	0,09	2314,53	8,32E-03	0,11	0,11
	18h07	32	4	8,60E-06	6,00E-05	0,14	3504,02	1,17E-02	0,06	0,17
2	17h29	55	4	8,90E-06	6,00E-05	0,15	3627,59	1,21E-02	0,27	0,44
3	11h25	73	5,5	6,14E-06	6,00E-05	0,10	2503,28	8,35E-03	0,18	0,63
	14h57	76	4,68	7,22E-06	6,00E-05	0,12	2941,89	9,81E-03	0,03	0,65
4	12h21	98	10	3,38E-06	6,00E-05	0,06	1376,81	4,59E-03	0,16	0,81
	15h25	101	6	5,68E-06	6,00E-05	0,09	2316,19	7,73E-03	0,02	0,83
5	12h43	122	7	4,92E-06	6,00E-05	0,08	2003,75	6,68E-03	0,15	0,98
	15h43	125	9	3,81E-06	6,00E-05	0,06	1551,30	5,17E-03	0,02	1,00
6	11h19	145	13	2,68E-06	6,00E-05	0,04	1093,84	3,65E-03	0,09	1,09
	16h16	150	8	4,26E-06	6,00E-05	0,07	1737,15	5,79E-03	0,02	1,11
7	12h10	170	14	2,49E-06	6,00E-05	0,04	1015,71	3,39E-03	0,09	1,20
	17h26	175	5	7,10E-06	6,00E-05	0,12	2895,62	9,66E-03	0,03	1,24
8	10h10	192	5	7,10E-06	6,00E-05	0,12	2895,62	9,66E-03	0,16	1,40
	13h17	195	5	7,10E-06	6,00E-05	0,12	2895,62	9,66E-03	0,03	1,43
9	11h57	217	6	5,84E-06	6,00E-05	0,10	2380,74	7,94E-03	0,19	1,62
11	12h27	290	11	3,24E-06	6,00E-05	0,05	1322,06	4,41E-03	0,45	2,07
14	10h28	336	6	5,79E-06	6,00E-05	0,10	2359,23	7,87E-03	0,28	2,36
16	12h12	386	12	2,91E-06	6,00E-05	0,05	1184,99	3,95E-03	0,30	2,65
19	13h48	459	36	1,04E-06	6,00E-05	0,02	425,48	1,42E-03	0,20	2,85

Tabela A.11 – Dados referentes à estimativa de NH_3 , reator $\text{R}_{\text{N}3}$, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C_{NH_3} (mol/m ³)	E_{NH_3} (ppm)	$E^*_{\text{NH}_3}$ (g NH_3 /(h×kg resíduo))	FE (g NH_3 / kg resíduo)	Acumulado FE (g NH_3 / kg resíduo)
1	17h40	31	18	1,94E-06	5,28E-05	0,036766	899,30	3,05E-03	0,05	0,05
2	17h29	55	22	1,59E-06	5,62E-05	0,028229	690,47	2,49E-03	0,07	0,11
3	11h25	73	45,3	7,72E-07	6,32E-05	0,012218	298,85	1,21E-03	0,03	0,15
	14h57	76	24	1,41E-06	6,32E-05	0,022382	547,46	2,22E-03	0,01	0,15
4	11h31	97	35	1,00E-06	6,32E-05	0,015849	387,67	1,57E-03	0,04	0,19
	15h25	101	50	6,98E-07	6,32E-05	0,011044	270,14	1,10E-03	0,01	0,20
5	12h24	122	35	9,88E-07	6,32E-05	0,015634	382,41	1,55E-03	0,03	0,23
	15h29	125	40	8,68E-07	6,32E-05	0,013743	336,14	1,36E-03	0,00	0,23
6	11h19	145	19	1,82E-06	6,32E-05	0,028734	702,83	2,85E-03	0,04	0,27
	16h16	150	15	2,30E-06	6,32E-05	0,036396	890,25	3,61E-03	0,02	0,29
7	12h10	170	11	3,17E-06	6,32E-05	0,050201	1227,91	4,98E-03	0,09	0,37
	17h26	175	8	4,56E-06	6,32E-05	0,072159	1765,02	7,16E-03	0,03	0,40
8	10h10	192	18	1,98E-06	6,32E-05	0,031375	767,42	3,11E-03	0,09	0,49
	13h17	195	13	2,71E-06	6,32E-05	0,042863	1048,43	4,25E-03	0,01	0,50
9	11h57	217	9	3,91E-06	6,32E-05	0,061914	1514,41	6,14E-03	0,11	0,62
12	12h44	290	20	1,78E-06	6,32E-05	0,028237	690,68	2,80E-03	0,33	0,94
	15h52	293	20	1,79E-06	6,32E-05	0,028362	693,74	2,81E-03	0,01	0,95
14	10h28	336	24	1,51E-06	6,32E-05	0,023844	583,23	2,37E-03	0,11	1,06
16	14h10	388	51	7,38E-07	6,32E-05	0,011688	285,88	1,16E-03	0,09	1,15

Tabela A.12 – Dados referentes à estimativa de NH_3 , reator $\text{R}_{\text{N}4}$, experiência B.

Dia	Hora	t processo (h)	t recolha (min)	F (mol/s)	Q (m ³ /s)	C_{NH_3} (mol/m ³)	E_{NH_3} (ppm)	$E^*_{\text{NH}_3}$ (g NH_3 /(h×kg resíduo))	FE (g NH_3 / kg resíduo)	Acumulado FE (g NH_3 / kg resíduo)
7	12h30	170	60	6,18E-07	6,33E-05	0,01	238,79	1,15E-03	0,10	0,10
8	9h48	191	51	7,27E-07	6,33E-05	0,01	280,93	1,35E-03	0,03	0,12
	12h55	194	51	7,15E-07	6,33E-05	0,01	276,14	1,33E-03	0,00	0,13
9	11h54	217	56	6,51E-07	6,33E-05	0,01	251,48	1,21E-03	0,03	0,16
12	12h09	290	39	9,27E-07	6,33E-05	0,01	357,97	1,72E-03	0,11	0,26
	15h52	293	32	1,11E-06	6,33E-05	0,02	430,54	2,07E-03	0,01	0,27
14	10h28	336	24	1,49E-06	6,33E-05	0,02	574,05	2,76E-03	0,10	0,37
16	14h10	388	51	7,38E-07	6,33E-05	0,01	285,13	1,37E-03	0,11	0,48