

Susana Marisa Figueiral Alves

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES E EMISSÕES DE
AMONÍACO E DE GASES COM EFEITO DE ESTUFA EM
PAVILHÕES DE FRANGOS DE ENGORDA**

Trabalho de Projeto

Mestrado em Tecnologias da Produção Animal



Dezembro, 2018

Susana Marisa Figueiral Alves

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES E EMISSÕES DE
AMONÍACO E DE GASES COM EFEITO DE ESTUFA EM
PAVILHÕES DE FRANGOS DE ENGORDA**

Trabalho de Projeto

Mestrado em Tecnologias da Produção Animal

Trabalho efectuado sob orientação de
Prof. Doutor José Luís da Silva Pereira

Dezembro, 2018



“As doutrinas expressas neste trabalho são da exclusiva responsabilidade do autor.”

Agradecimentos

A realização deste trabalho de projeto contou com importantes apoios e encorajamentos sem os quais não se teria concretizado e aos quais estarei sempre grata.

Ao Prof. Doutor José Luís da Silva Pereira, Escola Superior Agrária de Viseu do Instituto Politécnico de Viseu, pela orientação, disponibilidade, e conhecimentos transmitidos.

À empresa Lusiaves S.A., na pessoa do Eng.º Pedro Ferreira, não só pela disponibilização de informação sobre a exploração, bem como a autorização para a realização da parte experimental, na Quinta de Antelas (Oliveira de Frades), fundamental para o estudo.

Aos Projetos OVISLAB ICT-2013-05-004-5314 ID-64757 e AMONIAVE POCI-01-0247-FEDER-003430, pela disponibilização de meios e equipamentos utilizados na parte experimental deste estudo.

Cofinanciado por:



Às minhas filhas Valentina e Vitória que me acompanharam nesta jornada desde muito pequenas (com 2 anos e 2 meses, respetivamente).

Aos meus Pais e marido por me terem apoiado e estarem sempre presentes nos momentos mais difíceis.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a para a elaboração deste trabalho.

RESUMO

As alterações climáticas, fenómeno cujas consequências são transversais à sociedade, economia e ambiente, podem ser consideradas o maior problema ambiental do século XXI, para o qual vários setores de atividade contribuem através da emissão de diversos gases, alguns classificados como gases com efeito de estufa (GEE's).

A criação de frangos de engorda é um dos setores de atividade considerado como fonte significativa de emissão de gases como o amoníaco (NH_3), mas também de gases com efeito de estufa, nomeadamente, o óxido nitroso (N_2O), o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4). Contudo, a este nível e em condições mediterrânicas, têm-se realizado poucos estudos. Este estudo decorreu na Quinta de Antelas (Oliveira de Frades), unidade de produção de frangos (broilers), pertencente à Lusivaves. Nos três pavilhões selecionados com ventilação mecânica e práticas de manejo similares, foram monitorizadas as condições ambientais externas e internas, as concentrações de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 e as taxas de ventilação, durante um ciclo de crescimento de inverno (42 dias) entre 18-12-2015 e 29-01-2016.

Os resultados obtidos mostraram que as concentrações máximas de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 não excederam os valores limite recomendados para manter a qualidade do ar interior nos pavilhões ($\text{CO}_2=3000$ ppm, $\text{NH}_3=10$ ppm). As taxas médias de emissão de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 em condições de Inverno foram $0,13\pm 0,04$, $0,041\pm 0,002$, $96,2\pm 8,8$ e $0,226\pm 0,013$ g dia⁻¹ ave⁻¹, respetivamente. Além disso, as taxas de emissão de NH_3 e N_2O deste estudo são comparáveis a medições realizadas na maioria dos países Europeus, contudo a taxa de emissão de CH_4 parece superior às reportadas para países mediterrânicos.

Palavras-Chave: Frangos de engorda; Emissões gasosas; NH_3 ; N_2O ; CO_2 ; CH_4 ; Inverno; Sul da Europa

ABSTRACT

Climate change, a phenomenon whose consequences are transversal to society, economy and the environment, can be considered the biggest environmental problem of the 21st century, for which several sectors of activity contribute through the emission of various gases, some classified as greenhouse gases (GEE's).

The production of chickens for fattening are one of the sectors of activity considered to be a significant source of emissions of gases such as ammonia (NH₃), but also of greenhouse gases, more specifically, nitrous oxide (N₂O), carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄). However, at this level and under Mediterranean conditions, few studies have been done. This test took place on Antelas farm (Oliveira de Frades), a broiler production unit, belonging to Lusiaves. In the three selected buildings with mechanical ventilation and similar management practices were monitored to external and internal environmental conditions, concentrations of NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄, and ventilation rates, during a winter growth cycle (42 days) between 18-12-2015 and 29-01-2016.

The results showed that concentrations of NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ did not exceed the limit values recommended to maintain the quality of the indoor air in pavilions (CO₂=3000 ppm, NH₃=10 ppm). The average rates emission of NH₃, N₂O, CO₂ e CH₄ in winter conditions were 0.13±0.04, 0.041±0.002, 96.2±8.8 and 0.226±0.013 g day⁻¹ bird⁻¹, respectively. In addition, the emission rates of NH₃ and N₂O from this study are comparable to measurements performed in most European countries, however the CH₄ emission rate seems higher than reported for Mediterranean countries.

Keywords: Broiler; Gas emissions; NH₃; N₂O; CO₂; CH₄; Winter; South Europe

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	II
RESUMO.....	III
ABSTRACT.....	IV
ÍNDICE GERAL	V
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VI
ÍNDICE DE TABELAS.....	VII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. ENQUADRAMENTO	1
1.2. ESTRUTURA E OBJETIVOS	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1. PROCESSOS DE FORMAÇÃO E EMISSÃO DE GASES.....	5
2.1.1. Amoníaco	7
2.1.2. Óxido nítrico	10
2.1.3. Dióxido de carbono	12
2.1.4. Metano.....	13
2.2. EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DE GASES	13
2.3. MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES GASOSAS.....	16
3. TRABALHO EXPERIMENTAL	22
3.1. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1.1. Instalações e manejo.....	22
3.1.2. Monitorização de gases e análise de dados	25
3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
3.2.1. Condições ambientais.....	28
3.2.2. Emissão de amoníaco	32
3.2.3. Emissão de gases com efeito de estufa.....	34
4. CONCLUSÕES.....	36
5. BIBLIOGRAFIA	38

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Processos envolvidos na formação e emissão de gases em pavilhões de frangos de engorda.....	6
Figura 2. Etapas da transformação do ácido úrico em amoníaco.....	8
Figura 3. Relação entre $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (a) em função do pH	9
Figura 4. Ciclo do azoto.....	11
Figura 5. Localização dos pavilhões de frangos de engorda onde foram realizadas as medições	22
Figura 6. Tipo de construção e entradas de ar	23
Figura 7. Caldeira a Biomassa	23
Figura 8. Exaustores	23
Figura 9. Sistema de alimentação	24
Figura 10. Sistema de abeberamento	24
Figura 11. Sistema manual de bombagem e Tedlar bag	25
Figura 12. Monitor de gás fotoacústico (modelo INNOVA 1412i-5, Lumasense Technologies, Dinamarca)	25
Figura 13. Controlador automático (modelo F37, Fancom, Holanda).....	26
Figura 14. Sensor T/HR (modelo CS215, Campbell Scientific, Reino Unido).....	26
Figura 15. Micrologger (modelo CR3000, Campbell Scientific, Reino Unido)	26
Figura 16. Temperatura média, humidade relativa e taxa de ventilação por ave em cada pavilhão.....	29
Figura 17. Concentrações de amoníaco e gases com efeito de estufa nos pavilhões.	30
Figura 18. Emissão de amoníaco e de gases com efeito estufa por ave em cada pavilhão.....	33

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Influência do pH, teor de humidade, taxa de ventilação e idade das aves na produção de NH_3	8
Tabela 2. Efeitos e características de diferentes concentrações de amoníaco na produção animal.....	15
Tabela 3. Classificação das estratégias de mitigação do NH_3 em pavilhões de frangos de engorda e respetiva eficiência de redução.....	17
Tabela 4. Condições climáticas médias, concentrações de gases e emissões acumuladas (média±desvio padrão) em cada pavilhão de frangos de engorda.....	31
Tabela 5. Emissões de amoníaco, N_2O e CH_4 nos pavilhões de frangos com cama nova entre cada ciclo de crescimento, durante o inverno.	34

1. INTRODUÇÃO

1.1. ENQUADRAMENTO

A agricultura foi e ainda é dominada por empresas familiares. Até aos anos sessenta e início dos anos setenta, a produção avícola era apenas parte das atividades agrícolas, onde há produção conjunta de diferentes espécies vegetais e animais. A ração provinha das culturas agrícolas produzidas nestas explorações ou adquirida localmente e os resíduos orgânicos (estrumes) dos animais devolvidos à terra como fertilizante, por valorização agrícola (Comissão Europeia, 2003). Desde então, as crescentes necessidades do mercado, o desenvolvimento da genética e melhoramento animal, equipamentos agro-pecuários e a disponibilidade de rações relativamente baratas estimularam os agricultores a especializarem-se. Como consequência, o número de animais e o tamanho das propriedades aumentaram e a pecuária intensiva deu os primeiros passos. Assim, as pequenas explorações com sistemas tradicionais de produção foram substituídas explorações confinadas, ou seja, com elevada densidade animal e totalmente automatizadas com tecnologia de ponta (Méda *et al.*, 2011; Lima *et al.*, 2011).

Os alimentos eram frequentemente importados de fora da União Europeia (UE), uma vez que as quantidades e tipos necessários não podiam ser produzidos localmente. A agricultura intensiva conduziu, assim, a importações significativas de nutrientes que não foram devolvidos aos solos (via fertilizante) que produziram as culturas que forneciam os componentes da ração (Anónimo, 2006).

A rápida expansão da produção intensiva provou ser economicamente eficaz, uma vez que os ciclos de crescimento são curtos, a densidade animal é elevada e carece de um menor consumo de água e energia (FAO, 2006; Méda *et al.*, 2011). Este rápido progresso nos últimos 50 anos foi permitido por melhorias na área da nutrição animal, que tem promovido um maior ganho de peso nos frangos em períodos cada vez mais curtos, e na genética, com o desenvolvimento de estirpes de alto rendimento. Além disso, os avanços no controlo ambiental dos pavilhões proporcionam conforto térmico, permitindo que os frangos expressem o seu potencial genético (Lima *et al.*, 2011). Contudo, apesar de estes sistemas de produção contribuírem para a obtenção de proteína de origem animal de forma mais económica para alimentar a crescente população mundial, começaram a surgir

preocupações relativamente ao impacto ambiental destas unidades produtivas, no que respeita à emissão de amoníaco (NH₃) e gases com efeito de estufa (GEE) (Méda *et al.*, 2011).

A poluição atmosférica causada pela criação intensiva de animais, incluindo as aves, afetam não só o bem-estar animal, mas também o ambiente global e a saúde humana (Hartung & Phillips, 1994).

Relativamente ao volume de produção de frango em Portugal, em 2017, teve um acréscimo de 8,0%, com 28465 toneladas produzidas, acompanhado de um aumento do número de cabeças em 3,6% (INE, 2018). Portugal tem cerca de 3% do excedente de carne de frango e este setor representa cerca 12,5% de toda a produção animal. A produção nacional de aves é um setor muito especializado, com um pequeno número de empresas integradoras localizadas principalmente no centro de Portugal, e um ciclo de criação entre 35 e 42 dias (2,0-2,4 kg de peso vivo). As técnicas de alimentação e manejo são geralmente fornecidas pela empresa integradora. As explorações avícolas de produção intensiva possuem pavilhões modernos com ventilação mecânica, equipados com sistemas de aquecimento/arrefecimento, e o material das camas (casca de arroz ou aparas de madeira) são sempre removidas no final de cada ciclo de crescimento. De acordo com a legislação Nacional (REAP, 2013), em cada exploração avícola, é obrigatória a detenção de licença ambiental bem como do Regime de Exercício da Atividade Pecuária (REAP) que estabelece os princípios para assegurar a proteção da hígiosidade e do bem-estar animal, a saúde pública, a segurança de pessoas e bens, a qualidade do ambiente e o ordenamento do território.

A Diretiva 2007/43/CE do Conselho de 28 de junho de 2007, relativa ao estabelecimento de regras mínimas para a proteção dos frangos, define, para além das disposições pertinentes constantes de outros atos da legislação comunitária, que os bebedouros devem ser colocados e mantidos de modo a minimizar os derramamentos. Os frangos devem poder alimentar-se quer continuamente quer periodicamente e não podem ser privados de alimentação mais de 12 horas antes do momento previsto para o abate. Relativamente às camas, todos os frangos devem ter acesso em permanência a camas secas e friáveis à superfície e a ventilação deve ser suficiente para evitar sobreaquecimentos, quando necessário em conjugação com sistemas de aquecimento destinados a remover o excesso de humidade. O nível sonoro deve ser reduzido ao mínimo, pelo que, os ventiladores,

os equipamentos para alimentação e os outros tipos de máquinas devem ser construídos, instalados, acionados e mantidos de forma a causar o menor ruído possível. Entre outros itens a considerar, as instalações, equipamentos ou utensílios em contacto com os frangos devem ser cuidadosamente limpas e desinfetadas sempre que se efetuar um vazio sanitário final e antes da introdução de um novo bando no pavilhão.

Como já foi referido, a avicultura é uma importante fonte de emissões de amoníaco (NH_3) e de gases com efeito de estufa, de entre os quais se destacam, o óxido nitroso (N_2O), o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4). Embora já tenham sido realizados alguns estudos neste âmbito, continua a existir escassez de dados relativamente à emissão e concentração destes gases, em explorações avícolas, sob condições mediterrânicas. O azoto amoniacal (NH_4^+) resultante da decomposição dos compostos azotados presentes nos dejetos das aves (amonificação), é convertido em amoníaco (NH_3) com a elevação do valor de pH, da temperatura e sob condições de humidade. O NH_3 tem vários efeitos negativos ao nível dos ecossistemas (fauna, flora e qualidade do ar), na degradação dos materiais e das próprias instalações. O N_2O , CO_2 e CH_4 são os principais gases de efeito de estufa gerados durante a produção de frangos de engorda, e por consequência contribuem para o aumento do efeito de estufa (Xu *et al.*, 2014; Van der Heyden *et al.*, 2015; Mostafa *et al.*, 2016). Gases como NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 são produzidos através de transformações do azoto (N) orgânico, excretado nas fezes e que teve origem no ácido úrico e nas proteínas não digeridas (Méda *et al.*, 2015). A produção e emissão de gases são resultado de processos biológicos, físicos e químicos complexos. As dejeções de frangos de engorda são ricas em ácido úrico, decomposto em ureia por decomposição aeróbia e seguido da volatilização de NH_3 e CO_2 por intermédio da enzima urease (Rotz, 2004). A emissão de N_2O é originada por processos de nitrificação e desnitrificação, enquanto a emissão de CH_4 é proveniente da decomposição anaeróbia de materiais que compõem a cama (Sommer *et al.*, 2006). Assim, fatores como taxa de ventilação, temperatura e humidade, tipo de material utilizado na cama, densidade animal e manejo afetam a concentração e a emissão de gases nos pavilhões (Méda *et al.*, 2015).

Estudos prévios relataram (Calvet *et al.*, 2011; Brouček & Čermák, 2015; Eugene *et al.*, 2015) uma grande variação nas taxas de emissão de gases entre estações e países, esta, relaciona-se com o clima, tipo de instalações e dieta

fornecida aos frangos. Portanto, são necessários mais estudos, principalmente em regiões mais quentes, porque, sob essas condições, foi realizado um número muito limitado de estudos. Portugal carece de informações sobre a caracterização do setor de produção intensiva de frangos, pois não há informações sobre as taxas de emissão de gases nas instalações, durante os ciclos de crescimento. A qualidade do ar no interior dos pavilhões é fundamental, na medida em que reduz perdas ao nível da produção, nomeadamente, diminuição de carcaças rejeitadas no matadouro, diminuição dos problemas de saúde (oculares e respiratórios) bem como o melhoramento da capacidade produtiva dos animais em geral (Naseem & King, 2018).

1.2. ESTRUTURA E OBJETIVOS

O presente trabalho inicia-se com uma revisão bibliográfica onde são focados aspetos relacionados com a produção e emissão de gases, nomeadamente o NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 , mas também com as consequências que estes causam ao nível da produção avícola. São ainda abordadas estratégias de mitigação das emissões gasosas dos gases em estudo. No âmbito do trabalho experimental, é feita a caracterização da exploração onde foram recolhidos os dados, explicado o procedimento de recolha e a forma como os dados foram tratados. Por último apresentam-se os resultados/discussão e são tecidas as respetivas conclusões sobre o estudo.

O objetivo deste estudo consistiu em avaliar as concentrações e emissões de amoníaco e de gases com efeito de estufa em pavilhões de engorda de frangos, durante um ciclo de crescimento, sob condições de inverno, no sul da Europa.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. PROCESSOS DE FORMAÇÃO E EMISSÃO DE GASES

A poluição atmosférica, causada pela produção animal intensiva, degrada o ambiente, a saúde humana e o bem-estar dos animais de criação (Hartung & Phillips, 1994). Faulkner & Shaw (2008) referem que existe uma carência de estudos em torno da emissão de gases especificamente para a agricultura.

A qualidade do ar no ambiente interior das instalações de produção animal, incluindo para aves, tem sido apontada como tópico de interesse nos estudos relacionados com o controlo ambiental, na medida em que os gases produzidos afetam não só o ambiente, mas também os próprios animais e o ser humano. Este tópico tem atraído crescente interesse em países como Espanha, onde Sanz (2008) desenvolveu a sua tese de doutoramento que enfoca a medição experimental de concentrações e emissões de gases (NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4) e partículas em suspensão (PM_{10}) em explorações de frangos e coelhos principalmente em condições de clima mediterrânico, e avalia os diferentes fatores que afetam essas emissões.

A produção e o aumento das concentrações de gases no interior dos pavilhões de frangos de engorda foram intimamente associados ao aumento da densidade animal, idade/peso, à dieta fornecida que influencia a composição das dejeções, aos microrganismos e enzimas envolvidos, e às condições após a excreção, como por exemplo taxa de ventilação, humidade e temperatura (Méda *et al.*, 2011). A decomposição das dejeções das aves pode ocorrer de duas maneiras: na presença de oxigénio (O_2) sendo um processo basicamente inodoro que origina matéria orgânica estabilizada, algum CO_2 e água ou na ausência de O_2 ocorrendo um processo anaeróbio caracterizado por odores desagradáveis e pela produção quantidades consideráveis de gases perigosos (NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4) para os animais, humanos, meio ambiente e instalações/materiais (Méda *et al.*, 2011) (Figura 1).

A emissão de gases potencialmente nocivos, tais como NH_3 e os GEE, em alojamento de animais confinados tornou-se uma grande preocupação nos últimos anos. As preocupações públicas sobre os potenciais efeitos ambientais e de sanidade animal aumentaram junto com o crescimento e a consolidação das unidades produtivas. Os gases, nomeadamente o NH_3 e o N_2O , são gerados a partir

da decomposição dos efluentes animais (i) logo após ser produzido, (ii) no armazenamento e tratamento, e (iii) na aplicação ao solo (Maasikmets *et al.*, 2015), contudo o CH₄ provém dos materiais da cama por decomposição anaeróbia (Sommer *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2012).

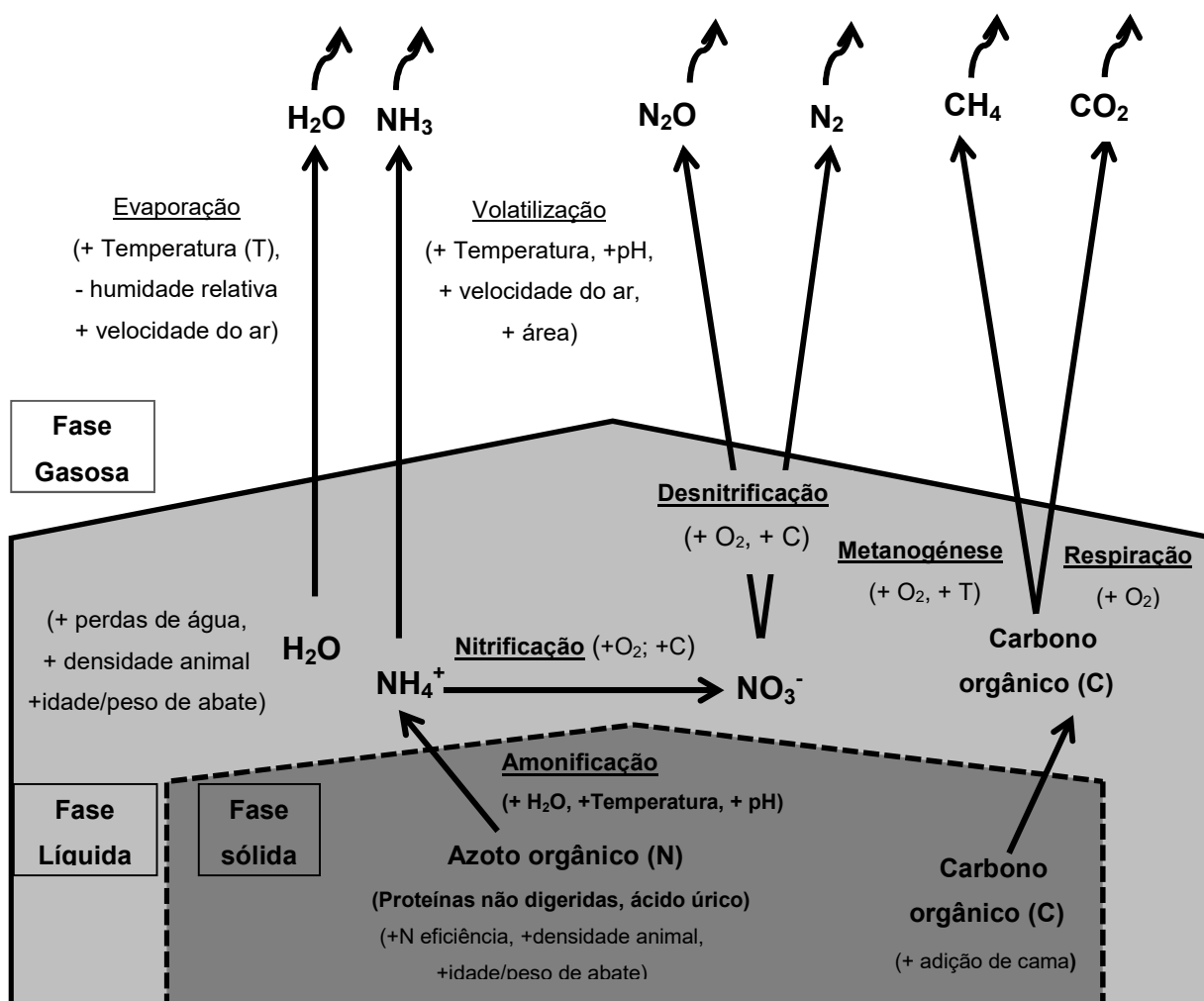


Figura 1. Processos envolvidos na formação e emissão de gases em pavilhões de frangos de engorda (adaptado de Méda *et al.*, 2011).

Sobre as emissões de gases, têm sido realizados estudos, em particular sobre o CH₄ e o N₂O (Miragliotta, 2000). Segundo a Comissão Europeia (2003), a emissão de N₂O tem origem nos processos microbianos (nitrificação e desnitrificação) de decomposição dos efluentes pecuários, estando associada às etapas de recolha, tratamento e valorização agrícola de chorumes e estrumes. A emissão de CO₂ resulta da respiração animal, sendo proporcional à produção de calor, e da decomposição de efluentes. O CO₂ pode acumular-se em pavilhões para frangos se estes não foram devidamente ventilados.

A atmosfera interior de muitos pavilhões pode conter grande quantidade de microrganismos, matéria particulada e gases poluentes. Esses poluentes aéreos são motivo de preocupação por várias razões. Primeiro, os microrganismos patogênicos presentes na atmosfera interior dos pavilhões podem causar doenças infecciosas e alérgicas aos animais e aos humanos. Em segundo lugar, a exposição crônica a alguns tipos de poluentes aéreos pode exacerbar doenças ambientais multifatoriais, como a rinite atrófica (Naseem & King, 2018). Em terceiro lugar, os sistemas de produção animal são as principais fontes de poluentes gasosos, como o NH_3 e o CH_4 , que estão envolvidos na acidificação do solo e aquecimento global (Pereira, 2010).

2.1.1. Amoníaco

A produção animal é uma fonte significativa de emissão de NH_3 , o que pode levar a consequências ambientais negativas, como a mudança do ecossistema e a formação de partículas finas. O NH_3 à temperatura ambiente e pressão normal é um gás tóxico, incolor e inflamável, com cheiro característico e intenso. Pode encontrar-se na forma ionizada (NH_4^+) que é solúvel ou não ionizada (NH_3) que é volátil e mais tóxica.

Vários estudos (Sommer *et al.*, 2006; Naseem & King, 2018) mostraram que a formação de NH_3 depende de vários fatores como a quantidade de ureia, a atividade da urease, entre outros como pH, temperatura, ventilação, teor de humidade, idade das aves e densidade animal, materiais utilizados na cama e respetivo manejo. A Tabela 1 apresenta uma compilação de resultados para os efeitos de vários fatores na produção de NH_3 em explorações de frangos de engorda.

Na produção de frangos, o NH_3 e outros gases resultam da decomposição química e microbiana de compostos excretados nos dejetos sobre a cama. Nos dejetos das aves, o N encontra-se sob a forma de ácido úrico (70 %) e proteína não digerida (30%) (Miragliotta, 2000; Méda *et al.*, 2011). Segundo, Groot Koerkamp *et al.* (1998), a degradação aeróbia do ácido úrico compreende cinco etapas catalisadas por enzimas, descritas na Figura 2, obtendo-se no final NH_3 e CO_2 .

Tabela 1. Influência do pH, teor de humidade, taxa de ventilação, idade das aves e cama, e temperatura na produção de NH₃ em frangos de engorda (adaptado de Naseem & King, 2018).

Fator	Efeito na emissão /concentração de NH ₃
pH	Aumentou
Teor de humidade	Aumentou
Idade das aves	Aumentou
Taxa de ventilação	Diminuiu/aumentou
pH e taxa de ventilação	Aumentou
Taxa de ventilação, idade das aves	Diminuiu/Aumentou
pH >> temperatura >teor de humidade	Aumentou
Idade da cama, pH, teor de humidade	Aumentou
Taxa de ventilação e temperatura	Aumentou/Diminuiu
Idade da cama, temperatura da cama, taxa de ventilação	Aumentou

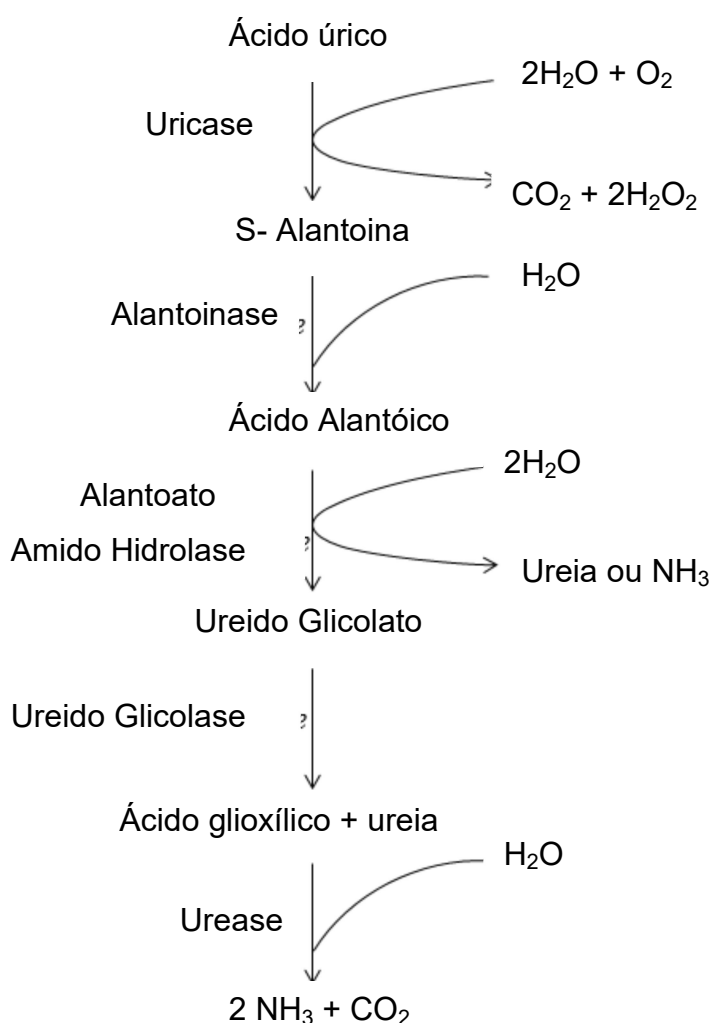


Figura 2. Etapas da transformação do ácido úrico em amoníaco (adaptado de Groot Koerkamp *et al.*, 1998).

Na Figura 3 apresenta-se a relação entre o valor de pH e a volatilização de NH₃ (Figura 3a) e o efeito do pH sobre a degradação do ácido úrico (Figura 3b). O

equilíbrio entre a forma ionizada (NH_4^+) e a forma não ionizada (NH_3) é estabelecido pelo valor de pH (Ndegwa *et al.*, 2008).

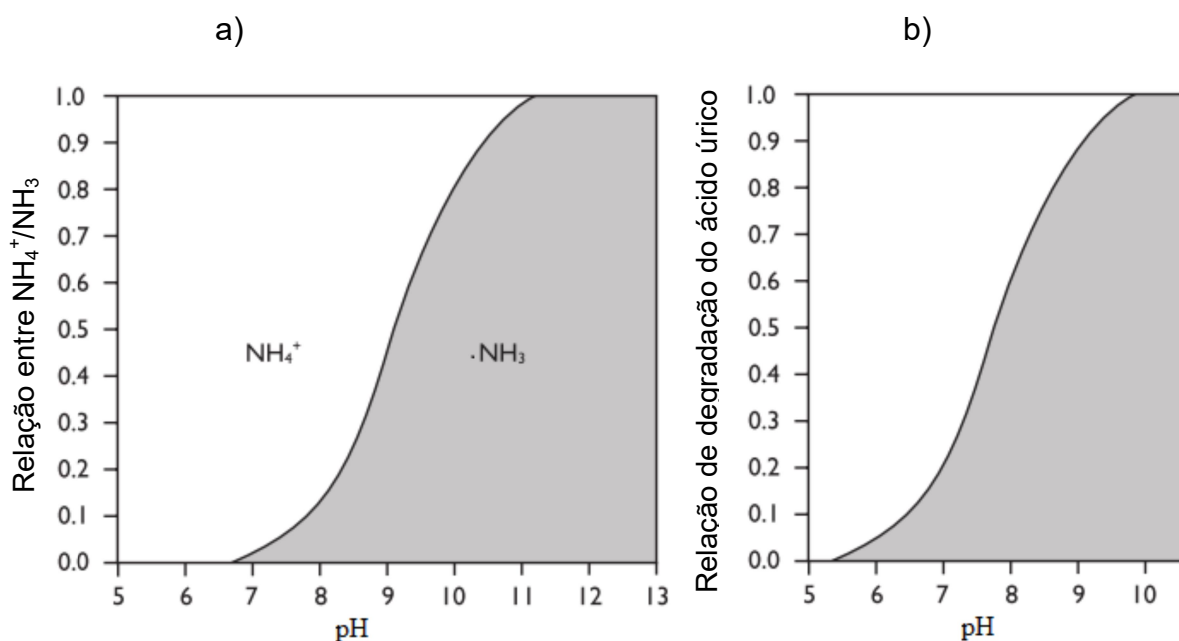


Figura 3. Relação entre o rácio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (a) e a degradação do ácido úrico em função do valor de pH (b) (adaptado de Groot Koerkamp *et al.* (1998) e Ndegwa *et al.* (2008)).

Para valores de pH ácidos, ou seja, inferiores a 7 verifica-se uma diminuição da volatilização do NH_3 , uma vez que este é convertido em NH_4^+ , forma não volátil. Segundo Ndegwa *et al.* (2008), para valores de pH na ordem dos 4,5 não há evidência de NH_3 livre mensurável. As estratégias que permitem a acidificação por forma a reduzir a volatilização do NH_3 serão abordadas, no ponto 2.3.

A idade das aves afeta a produção de NH_3 pois quanto mais elevada a sua idade maior é a produção de NH_3 , dado que há aumento da quantidade de dejetos excretados.

Pereira (2010) refere que a difusão e o transporte de massa por convecção são os processos que estão envolvidos no transporte de NH_3 a partir dos efluentes para o ar atmosférico. O transporte pode ser dividido em dois processos que se encontram intimamente relacionados, designadamente: (i) transferência de NH_3 a partir das dejeções (efluente) para a interface efluente-camada de ar limite adjacente às dejeções e (ii) transporte desta interface para o ar atmosférico. A transferência de NH_3 para a interface através do efluente para a camada de ar pode ser referida

como formação, pelo que é essencial a existência de um gradiente de concentração de NH_3 para haver formação e transporte deste gás.

Os efeitos do NH_3 no ambiente devido à acidificação e eutrofização podem ser graves. O NH_3 e as suas combinações químicas são componentes importantes da acidificação, além de compostos de enxofre (SO_x), óxidos de azoto (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (Miles, 2008). A contribuição do NH_3 para a deposição total de ácido pode ser substancial; por exemplo, 45% da deposição total de ácido nos Países Baixos foi causada por NH_3 em 1989. A emissão, o transporte e a deposição de NH_3 ultrapassam as fronteiras regionais e a deposição de NH_x excede os níveis aceitáveis para grandes áreas da Europa Ocidental (Groot Koerkamp *et al.*, 1998).

A volatilização do NH_3 é influenciada por vários fatores, nomeadamente, estação do ano, temperatura interior, humidade relativa, taxa de ventilação, atividade, densidade e idade animal, manejo e material da cama, alimentação entre outros (Méda *et al.*, 2011; Sousa *et al.*, 2016; Naseem & King, 2018).

Os dados do estudo efetuado por Roumeliotis & Van Heyst (2008), no âmbito das medições para caracterização das emissões de NH_3 , demonstraram que se torna difícil desenvolver inventários de emissões regionais e nacionais de cada poluente nas operações avícolas específicas com frangos, pelo facto de estas serem influenciadas por diversos fatores, já referidos anteriormente.

2.1.2. Óxido nítrico

O N_2O , à temperatura, é um gás incolor e não inflamável sendo muito conhecido como gás hilariante. Este é um gás produzido naturalmente no meio ambiente e importante para o balanço climático, porém, também pode ser produzido industrialmente para diversas aplicações. O N, que entra na constituição do N_2O e do óxido nítrico (NO), é um elemento químico essencial para a existência de vida na Terra, já que é componente de todos os aminoácidos do nosso corpo, além das bases azotadas (que constituem as moléculas de DNA e RNA). Aproximadamente 78% do ar que respiramos é composto N da atmosfera (N_2), que é seu maior reservatório. O ciclo biogeoquímico do N (Figura 4) é o mais estudado e no qual ocorrem diversos processos.

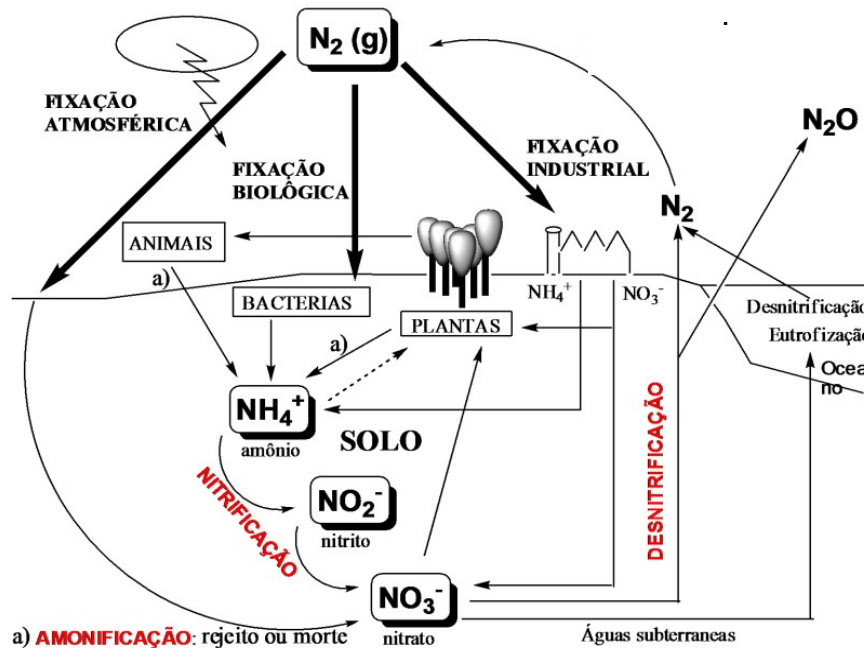


Figura 4. Ciclo do azoto (adaptado de Macedo, 2013).

Tanto o N_2O como o NO são produzidos por processos biogénicos de desnitrificação e nitrificação, que também ocorrem nos pavilhões de engorda de frango (Figura 1). As principais fontes humanas de emissão deste gás são a agricultura, mas também há outras fontes de emissão como a indústria/queima de combustíveis fósseis, efluentes domésticos/industriais e aquacultura e por fim a queima de biomassa.

A maioria dos animais terrestres elimina o excesso de N ingerido na dieta através de diferentes compostos, NH_3 na maioria dos animais aquáticos, ureia nos mamíferos, muitos anfíbios peixes ósseos e ácido úrico nas aves, insetos e muitos répteis.

De acordo com Mendes *et al.* (2014), a principal fonte de N produzido na avicultura é a ração, pois normalmente esta possui elevados teores de energia e proteína, com N em excesso para garantir que as necessidades nutricionais dos animais são garantidas.

De facto, o N é um elemento essencial na produção animal. Grandes quantidades de N são necessárias para a produção de culturas utilizadas na alimentação animal, principalmente na forma de proteína, um componente essencial para o crescimento e desenvolvimento dos animais. A maior parte do N consumido é excretada pelos animais, fornecendo nutrientes necessários para o crescimento das

culturas. O problema neste ciclo de N é que normalmente ocorrem grandes perdas que contribuem para a degradação do nosso meio ambiente (Brouček & Čermák, 2015).

O desafio é manusear os animais, culturas e outros componentes para usar eficientemente o estrume disponível e, assim, reduzir a perda potencial para o meio ambiente. As principais vias de emissão de N são as emissões voláteis na atmosfera e as perdas por lixiviação e escoamento superficial para as águas subterrâneas e superficiais. No passado recente, a lixiviação de nitratos em águas subterrâneas era a principal preocupação com a perda de N, visto que as concentrações de água subterrânea superiores a $50 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ são potencialmente prejudiciais para a saúde humana, particularmente para lactentes e crianças pequenas. A preocupação agora está a desenvolver-se para as emissões de N para a atmosfera (Rotz, 2004).

Ao nível da produção animal de não ruminantes, a produção avícola é o maior produtor direto de N_2O contribuindo com 92,8% do total de emissões com origem em animais não ruminantes (Broucek, 2018).

A produção de N_2O , tal como de outros gases, a partir dos dejetos de aves depende de múltiplos fatores como a composição dos dejetos, os microrganismos e enzimas envolvidos, e as condições após a excreção (temperatura, taxa de ventilação, humidade relativa, entre outros) (Méda et al., 2011).

2.1.3. Dióxido de carbono

A principal fonte de CO_2 com origem na atividade pecuária é a respiração animal, a combustão do gás natural para aquecimento e a decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica (Knížatová *et al.*, 2010). Existe também uma ligação entre o metabolismo animal e a produção de CO_2 (GIGR, 1992, 2002). A produção de CO_2 pelas aves é proporcional à sua produção de calor metabólico e, portanto, ao peso metabólico das aves, que por sua vez é afetado pela temperatura e atividade das aves. Em condições normais de explorações, a produção CO_2 pelos animais em tem normalmente uma variação diurna de $\pm 20\%$ (Pedersen *et al.*, 2008).

De facto, o CO_2 proveniente da respiração animal, bem como a partir da decomposição dos efluentes, é um gás importante em pavilhões para animais confinados. As concentrações e as emissões de CO_2 foram por vezes utilizadas como gás traçador para estimar as taxas de ventilação em pavilhões avícolas. Outra

questão são as partículas em suspensão (matéria particulada ou poeiras) em pavilhões avícolas, porque também é uma preocupação o bem-estar animal e a saúde e segurança no trabalho para os trabalhadores (Ni *et al.*, 2012).

Num estudo realizado por Macedo (2013), a autora refere que as estratégias de aplicação ao solo de chorume animal têm a capacidade de alterar a dinâmica do carbono (C) no solo modificando assim as emissões de CO₂ para a atmosfera e a presença de C no solo. Como tal a redução desta incorporação pode diminuir as emissões de CO₂ e aumentar os stocks de C no solo. Assim, a incorporação de chorumes animais aos solos é um dos principais fatores responsáveis por aumentar as perdas de CO₂ (Pereira *et al.*, 2015).

2.1.4. Metano

O CH₄ é um gás de efeito estufa com alto potencial de aquecimento global, que é 28 vezes superior ao efeito de estufa do CO₂ (Fangueiro *et al.*, 2018).

De acordo com Pedersen *et al.* (2008), as aves, tendo em conta a fisiologia do seu sistema digestivo, são classificadas como monogástricas (estômago simples), e produzem pequenas quantidades CH₄. No entanto, o CH₄ pode ser produzido nos pavilhões de frangos de engorda, no armazenamento de estrumes e durante a aplicação do mesmo aos solos, por decomposição de matéria orgânica (Brouček, 2018), ao disponibilizar ao solo uma fonte imediata de C utilizável e aumentar a humidade do mesmo (Fangueiro *et al.*, 2018). Um processo microbiano semelhante à fermentação entérica de ruminantes também leva à produção de CH₄ a partir do estrume armazenado.

Nos pavilhões de engorda de frango o CH₄ resulta da decomposição anaeróbica de materiais que compõem a cama (Sommer *et al.*, 2006; Méda *et al.*, 2011). Tal como para os restantes gases, também a emissão de CH₄ é influenciada por vários fatores, tais como: taxa de ventilação, temperatura e humidade, tipo de material usado na cama, densidade animal e técnicas de manejo (Méda *et al.*, 2015).

2.2. EFEITO DA CONCENTRAÇÃO DE GASES

Os GEE são uma categoria importante de poluentes relacionados com o setor pecuário. Este setor contribui com 14,5% das emissões globais antropogénicas de GEE. Em particular o setor dos suínos e aves contribui com 9% e 8% de emissões do setor pecuário, respetivamente. O CH₄ e o N₂O são dois fortes GEE,

tendo um efeito potencial de aquecimento de 28 e 265 equivalentes de CO₂, respetivamente (Fangueiro *et al.*, 2018). As emissões de CH₄, N₂O e o CO₂ representam 44%, 29% e 27% do total das emissões de GEE do setor pecuário, respetivamente. Neste sentido, o Protocolo de Kyoto, assinado em 1997 na Organização das Nações Unidas e a Convenção sobre as Alterações Climáticas apresentaram uma redução global de 5,2% das emissões de gases com efeito médio até 2012 em comparação com 1990 (Van der Heyden *et al.*, 2015).

Apesar do grande número de estudos publicados sobre a emissão de gases na produção avícola, as taxas de emissão são difíceis de comparar devido a diferenças na localização geográfica e manejo, levando a grandes variações na estimativa da emissão de GEE (Patterson & Adrizal, 2005; Lima *et al.*, 2011). A idade das aves, nutrição e condições da cama como fontes de variação na estimativa da emissão de gases também é apontado por Lima *et al.* (2011).

Concentrações elevadas de NH₃ nos pavilhões de frangos de engorda provocam uma série de efeitos negativos ao nível dos animais, dos materiais, do ser humano e do meio ambiente. Nos animais, as concentrações elevadas de NH₃ reduzem o consumo de ração e impedem a taxa de crescimento das aves, diminuem a produção de ovos, danificam o trato respiratório, aumentam a suscetibilidade ao vírus da doença de Newcastle, a incidência de *saculite* aérea, ceratoconjuntivite e a prevalência de *Mycoplasma gallisepticum*, causador de doenças respiratórias crónicas (Pereira *et al.*, 2017; Naseem & King, 2018).

Existe uma tendência no sector da avicultura para a conceção de pavilhões com largura reduzida e prática de reutilização da cama em diversos ciclos de engorda. A prática atrás descrita pode levar ao aumento do teor de humidade e de N na cama. Assim, estas condições têm o potencial de aumentar as concentrações de NH₃ no interior dos pavilhões. Tanto a concentração como o tempo de exposição podem influenciar o efeito que o NH₃ pode ter nas aves e na saúde dos trabalhadores (Osorio *et al.*, 2009). A concentração de NH₃ que é considerada como sendo um perigo imediato para a vida e a saúde é de 300 ppm. Enquanto estes níveis se referem a concentrações que podem ter impactos negativos na saúde humana, é importante que haja recomendações com vista à melhoria da qualidade do ar interior (Ritz *et al.*, 2004). Genericamente, para uma boa qualidade do ar interior dos pavilhões, é recomendado que a concentração de NH₃ seja inferior a 10 ppm (Naseem & King, 2018).

Na Tabela 2 são apresentados os efeitos nos humanos e animais bem como as características resultantes da presença de diferentes concentrações de NH₃ no ambiente.

Tabela 2. Efeitos e características de diferentes concentrações de amoníaco na produção animal (adaptado de Sousa *et al.*, 2016).

Amoníaco (ppm)	Humanos	Animais
5	Detetável, pelo odor, apenas por algumas pessoas	
10	Facilmente detetável pelo cheiro	
20	Limite de tolerância recomendado no ar em ambientes frequentados por trabalhadores que façam até 48 horas semanais. Nessa concentração o ambiente é considerado medianamente insalubre pela NR-15	As aves começam a sentir-se mal. Concentração máxima recomendada para o interior das instalações de produção animal
25	Máxima concentração permitida para trabalhadores expostos durante 8 horas de trabalho neste ambiente	Diminuição significativa do peso corporal dos frangos durante toda a fase de criação, podendo verificar-se perdas de peso na ordem dos 90 g por aves no final
30	Tosse, dificuldade respiratória, secreção de saliva, formação de catarro, retenção de urina	
35	Máxima concentração permitida para trabalhadores expostos durante 15 minutos nesse ambiente	
50	Irritação nos olhos. Máxima concentração permitida para trabalhadores expostos por 5 minutos	Irritação nos olhos, queda na produção pela incidência de doenças como: aumento da secreção lacrimal, traqueítecatarral, queratoconjuntivite e fotofobia
100	Queimadura nos olhos, cegueira temporária, irritação na pele	Imediata redução da taxa de respiração prejudicando os processos fisiológicos de trocas gasosas, esse efeito tóxico pode levar a óbito

2.3. MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES GASOSAS

Em termos gerais, duas alternativas principais podem ser consideradas para reduzir as concentrações de gases nos pavilhões para animais: i) mitigar as emissões na fonte e ii) reduzir a concentração através da diluição (aumentando as taxas de ventilação). Na prática, talvez a maneira mais direta que um profissional tenha de reduzir as concentrações de gás é aumentar as taxas de ventilação. Essa opção é simples em termos de gestão e pode ser facilmente adaptada aos sistemas de controlo ambiental do pavilhão, apesar de esses dispositivos serem normalmente programados apenas para otimizar as temperaturas e a humidade relativa dos pavilhões. Embora essa opção seja simples, deve-se considerar que pode envolver custos extra, uma vez que o aumento das taxas de ventilação, principalmente em condições frias, pode alterar o equilíbrio térmico no interior dos pavilhões, resultando em custos adicionais em termos de aquecimento (Estellés *et al.*, 2012).

Calvet *et al.* (2010) apontam que a taxa de ventilação dos pavilhões é um parâmetro chave para o controlo ambiental na produção animal intensiva. A ventilação é necessária para manter condições adequadas nos pavilhões, que têm um efeito direto no bem-estar animal e produtividade. Na produção avícola, o ambiente interno deve ser controlado, o que envolve uma determinação adequada das taxas de ventilação. Portanto, medir a taxa de ventilação em pavilhões e determinar a precisão desta medida é necessário para quantificar e minimizar o impacto ambiental, e também para melhorar a produção e bem-estar social.

Para além das taxas de ventilação, podem ser implementadas outras estratégias que permitem reduzir as concentrações de gases. No que respeita à redução dos níveis de NH_3 no interior dos pavilhões de frangos de engorda pode recorrer-se a várias estratégias uma vez que a emissão deste gás é influenciada por vários fatores onde se destacam o tipo de edifício, a humidade da cama e os materiais que a compõem, as condições climáticas, como temperatura, a taxa de ventilação e a humidade relativa do ar (Miragliotta, 2000). As estratégias de mitigação subdividem-se em diferentes classes baseadas no efeito que a tecnologia terá nas concentrações e emissões de NH_3 (Tabela 3).

Na Tabela 3 são apresentadas e classificadas as estratégias de mitigação do NH_3 , bem como a eficiência de redução descrita por vários autores em diferentes estudos.

Das diversas estratégias de mitigação apresentadas na Tabela 3, as que oferecem maior eficiência de redução estão relacionadas com a ventilação controlada, nomeadamente a utilização de biofiltros e *scrubbers*, e com o manejo da cama, nomeadamente através da adição de aditivos (Nahm, 2005; Maurer *et al.*, 2016; Santonja *et al.*, 2017).

Tabela 3. Classificação das estratégias de mitigação do NH₃ em pavilhões de frangos de engorda e respetiva eficiência de redução (adaptado de Maurer *et al.*, 2016).

Estratégia de mitigação	Efeitos na mitigação de NH ₃			Eficiência de redução (%)
	Redução/supressão da produção	Diluição	Captura	
Ventilação mecânica ou natural		NH ₃		
Ventilação controlada				
• Biofiltro			NH ₃	97%
• Scrubbers contra-corrente (solução de ácido sulfúrico a 96%)			NH ₃	95%
• Purificador de ar químico pH <7			NH ₃	69%
Prática de manejo da cama				
• Controlar a humidade	NH ₃			
• Frequência de limpeza	NH ₃		NH ₃	
• Utilização de aditivos	NH ₃			
○ Cloreto de alumínio				97%
○ Sulfato ferroso				91%
○ Sulfato de alumínio				87%
○ Alumínio +carbonato cálcio				76%
○ Alúmen				63%
Outros				
• Manipulação da dieta				
○ Redução da proteína bruta	NH ₃			11%
○ Baixo teor de proteína bruta com suplemento de aminoácidos essenciais	NH ₃			31%
• Imunização				

Os biofiltros constituem num método de conversão biológica de poluentes, como o NH₃ em formas inertes, ao mesmo tempo que retêm matéria particulada, contudo estes foram desenvolvidas especificamente para o controlo do NH₃ (Van der Heyden *et al.*, 2015). O biofiltro consiste numa camada de material orgânico, como solo, composto, turfa, carvão ativado, casca, aparas ou folhas de árvores (Ullman *et al.*, 2004). O material orgânico utilizado deve possuir estrutura e porosidade suficiente para que não ocorra uma diminuição significativa da pressão, o que

condiciona a sua eficácia. Existem porém alguns fatores que influenciam o desempenho dos biofiltros, nomeadamente o tempo de passagem do ar poluído dentro do biofiltro, a humidade do material filtrante e o seu elevado custo.

Ainda sobre o NH_3 , Ullman *et al.* (2004) referem que a associação entre a geração de odores e concentrações elevadas de poeiras e NH_3 permanece incerta com estudos conflitantes, mas muitas vezes as medidas tomadas para reduzir um poluente também reduzem efetivamente os outros. Por exemplo, muitas atividades corretivas reduzem os maus odores removendo as partículas de poeiras suspensas que podem atuar como portadoras de certas partículas produtoras de odor. Embora as correlações entre NH_3 e odor não tenham sido estabelecidas, os esforços para reduzir as emissões de NH_3 podem ter um efeito correspondente na geração de odores.

A redução do NH_3 pode limitar a produção de odores, pois este gás atua como um odorante independente de outros compostos odoríferos, melhorando simultaneamente a saúde dos frangos, uma vez que o stress provocado pelo NH_3 pode irritar as mucosas e o trato respiratório. Medidas de mitigação podem, portanto, ser selecionadas para reduzir simultaneamente concentrações elevadas de odor, poeira e NH_3 . Essa relação entre odor, poeira e redução do NH_3 requer a inclusão de um amplo campo de investigação (Méda *et al.*, 2011).

Outra forma de reduzir a emissão de NH_3 tem a ver com a cama dos animais. Sousa *et al.* (2016) descrevem que as características da cama, como por exemplo, o número de reutilizações, são responsáveis pelo aumento da produção de gases poluentes dentro das instalações de produção animal, de maneira que, tanto as concentrações como o potencial de emissão estão vinculados às condições físicas, químicas e biológicas da cama. Dessa forma, o manejo da cama é determinante na taxa de emissão de NH_3 nos pavilhões de frangos de engorda. Os mesmos autores descrevem que entre os diversos tipos de materiais utilizadas na cama, os melhores resultados de qualidade em termos de pH e humidade, foram encontrados em camas de casca de café e de arroz, além de que os teores de NH_3 observados no ambiente com esses dois tipos de cama estiveram dentro dos limites ideais recomendados para a produção de frangos de engorda, ou seja, abaixo de 20 ppm (Sousa *et al.*, 2016).

Bejan *et al.* (2013) estudaram possíveis métodos químicos para o tratamento de NH_3 no ar de pavilhões para animais, com foco particular na produção avícola, no

contexto da eliminação do NH_3 por oxidação ao N elementar (N_2). Os processos de oxidação catalítica em fase gasosa são incompatíveis com as necessidades da produção avícola por motivos de custo de capital e intensidade energética. A maioria dos oxidantes químicos converte o NH_3 principalmente em nitrato (NO_3^-) em vez de N_2 . Uma opção promissora é a oxidação eletroquímica, que não requer a compra de quantidades estequiométricas de oxidantes químicos. Entre possíveis métodos eletroquímicos, os autores favorecem a hipocloração eletroquímica, em que a desnitrificação do NH_3 ao N_2 é mediada pelo ácido hipocloroso, que é formado reversivelmente a partir do ião cloreto. Esta técnica é compatível com a tecnologia de depuração atualmente disponível, com a modificação do uso de salmoura ácida como solução de lavagem. Como a hipocloração eletroquímica pode ser aplicada sem o ajuste caro e complicado do pH da solução lavada com aditivos químicos, ela constitui um exemplo da melhor tecnologia disponível.

Ritz *et al.* (2004) referem que a ventilação é, portanto, um método de controlo de qualidade do ar e, em seguida, uma estratégia para inibir a formação e emissão de NH_3 . No entanto, as tecnologias que tentam remover o NH_3 do caudal de ventilação dos pavilhões tiveram sucesso limitado. Biofiltros e purificadores podem limpar o ar de exaustão, mas a aplicação prática e dimensionamento de tais tecnologias para tratar o volume de ar extraído dos pavilhões podem ser severamente limitadas, pelo custo, restrições de tamanho e problemas técnicos para elevados volumes de poeiras.

Além disso, estratégias alimentares para redução de nutrientes, particularmente do teor de proteína na dieta, podem resultar numa redução da volatilização de NH_3 . De outras estratégias de alteração da dieta alimentar que podem otimizar a digestão de N e a redução da excreção de N, incluem rações baseadas no tipo de aminoácidos presentes (Ritz *et al.*, 2004).

Foi ainda contemplado, para minimizar a emissão de NH_3 , na Diretiva (UE) 2016/2284 do Parlamento Europeu e do Conselho de 14 de dezembro de 2016, relativa à redução das emissões nacionais de certos poluentes atmosféricos, que os Estados-Membros devem criar um código consultivo nacional de boas práticas agrícolas para controlar as emissões de NH_3 , tendo em consideração o código-quadro de boas práticas agrícolas para a redução das emissões de NH_3 publicado em 2014 pela UNECE (*Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions*), que abranja pelo menos os seguintes elementos:

- a) Gestão do N, tendo em conta o ciclo completo do N;
- b) Estratégias de alimentação animal;
- c) Técnicas de gestão de efluentes com emissões reduzidas;
- d) Sistemas de armazenamento de efluentes com emissões reduzidas;
- e) Sistema de alojamento de animais com emissões reduzidas;
- f) Possibilidades de limitar as emissões de NH₃ resultantes da utilização de fertilizantes minerais.

No seu estudo sobre as características de vários gases com origem em pavilhões de frangos, Ni *et al.* (2012) concluem que os padrões sazonais das concentrações de NH₃ estavam bem correlacionados com a temperatura, taxa de ventilação e condições dos animais. Esta característica atrás descrita implica que dentro dos pavilhões, as concentrações e emissões podem ser melhor modeladas para NH₃ e CO₂ do que para o ácido sulfídrico (H₂S) e matéria particulada (PM₁₀). Além do número de aves e do seu peso, o estudo também mostrou que novas aves sob muda de penas levam a concentrações mais baixas de NH₃ e H₂S. Além das conhecidas variações diurnas e sazonais para concentrações e emissões de poluentes atmosféricos, as concentrações de PM₁₀ foram identificados para ter um novo e distinto padrão de variação semanal, que estava relacionado com as atividades realizadas. Essa descoberta expandiu a compreensão dos autores sobre distribuição temporal da qualidade do ar interior em pavilhões de animais em engorda.

Várias entidades adotaram regulamentação, relativa ao Protocolo de Quioto, no sentido de reduzir emissões de GEE em pelo menos 18% no período de 2013 a 2020. Como a agricultura e em particular, a produção animal é um dos principais contribuintes para as emissões de GEE, este setor pode desempenhar um papel fundamental na sua mitigação. A redução de emissões de N₂O e CH₄ são importantes políticas de opções relativas à mitigação das alterações climáticas (Pescatore *et al.*, 2005). Enquanto se otimizam purificadores de ar para atender aos novos requisitos de emissão de odores e partículas, além da emissão de NH₃, é, portanto, recomendado para antecipar a crescente atenção para a emissão de GEE, investigar também a sua possível remoção e/ou produção nestes sistemas (Van der Heyden *et al.*, 2015).

O recurso a biofiltros, barreiras de dispersão, bio-cortinas ou sebes vivas (árvores), são algumas soluções técnicas que podem ser adotadas para a redução das emissões de odores em produção animal (Ullman *et al.*, 2004).

3. TRABALHO EXPERIMENTAL

3.1. MATERIAL E MÉTODOS

3.1.1. Instalações e manejo

O estudo foi realizado na exploração comercial de frangos de engorda, Quinta de Antelas (latitude: 40,710500°, longitude: -8,244194°), localizada no centro de Portugal (Oliveira de Frades, Portugal) (Figura 5), pertencente à empresa avícola LUSIAVES Indústria e Comércio Agro-Alimentar SA.



Figura 5. Localização dos pavilhões de frangos de engorda onde foram realizadas as medições. (foto tirada em 2016; latitude: 40,710500°, longitude: -8,244194°; <https://www.google.pt/maps/place>, acessido: 19-04-2017) (sem escala).

Dos cinco pavilhões existentes com ventilação mecânica em túnel, foram selecionados três pavilhões (comprimento = 100 m, largura = 11 m, altura à cumeeira = 4,0 m e altura da parede lateral = 2,7 m) com equipamentos e práticas de produção similares. Os pavilhões apresentavam uma construção metálica, em aço (ano de 2013) com isolamento (poliuretano) na cobertura e nas paredes, sendo orientados de Este a Oeste (eixo longitudinal = 100 m). Cada pavilhão possuía entradas de ar (altura = 0,38 m e largura = 0,86 m) ao longo das paredes laterais viradas a Este (altura = 0,8 m e largura = 18,0 m) (figura 6) e exaustores voltados para Oeste (ventilação mínima = 2178 m³ h⁻¹ a pressão diferencial = 0 Pa, ventilação

máxima = $365531 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ a pressão diferencial = 50 Pa), instalados com um sistema de ventilação em túnel (Fancom, Holanda) (Figuras 6 e 7).



Figura 6. Tipo de construção e entradas de ar

O aquecimento dos pavilhões foi efetuado por uma caldeira a biomassa (modelo CVT1000S, Ventil, Portugal) (Figura 8).



Figura 7. Exaustores

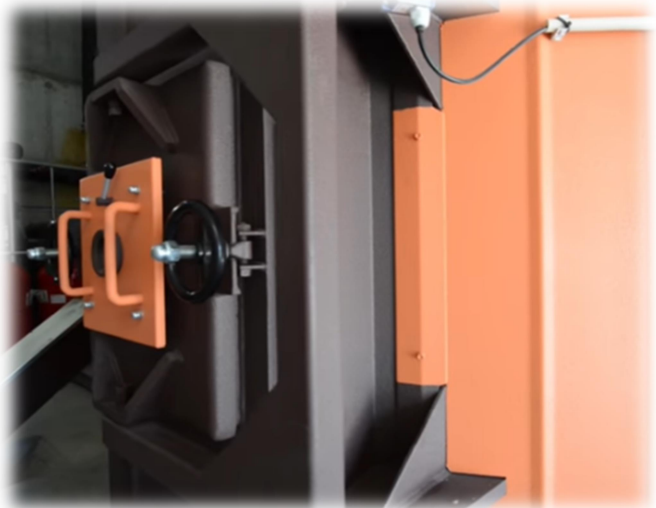


Figura 8. Caldeira a Biomassa

A taxa de ventilação foi controlada por um sistema de controlo (modelo F37, Fancom, Holanda) equipado com um sensor de pressão diferencial (0-100 Pa,

Fancom, Holanda), dois sensores de temperatura (modelo SF7 Fancom, Holanda) e dois sensores de humidade relativa (modelo RHM.17 para o interior e modelo RHO.17 para o exterior, Fancom, Holanda) colocados no interior e no exterior de cada pavilhão.

O estudo iniciou-se com 21000 pintos (10500 machos e 10500 fêmeas) por pavilhão no dia 0 do ciclo de produção (18-12-2015) e terminou no dia 42 (29-01-2016) com peso vivo de 2,4 kg ave⁻¹. O material utilizado para as camas foi casca de arroz nova, entre 3 a 5 kg m⁻². Durante o ciclo de crescimento, no dia 14-01-2016, ocorreu um desbaste, ou seja, foram retirados 8000 frangos, com cerca de 1,0 Kg ave⁻¹, em cada pavilhão. A taxa de mortalidade durante o ciclo estudado foi de 3.28%. As aves tiveram consumo *ad libitum* de alimentação e água em condições de iluminação de um período de 20:4 (luz: escuro) h dia⁻¹ e uma luminância de 20 Lux.

O alimento foi fornecido por um sistema de alimentação automática em linha (modelo Minimax, Roxell, Bélgica) com 66 aves por comedouro e a água fornecida por um sistema de pipetas (modelo SPARKnipple, Roxell, Bélgica) com 14 aves por pipeta (Figuras 9 e 10).



Figura 9. Sistema de alimentação



Figura 10. Sistema de abeberamento

A composição média (média \pm desvio padrão) das dietas padrão fornecidas pelo integrador foi a seguinte: 88,1 \pm 0,2% de matéria seca, 19,2 \pm 2,0% de proteína bruta, 4,7 \pm 0,5% de gordura bruta, 2,8 \pm 0,1% de fibra bruta e 95,2 \pm 0,6% de matéria orgânica.

3.1.2. Monitorização de gases e análise de dados

As concentrações de gases em cada pavilhão foram medidas de forma intermitente nos dias 1, 4, 10, 12, 18, 23, 26, 28, 32, 35 e 40 do ciclo de crescimento. Em cada um dos dias, foram recolhidas, no interior de cada pavilhão, amostras gasosas da entrada (entradas de ar), meio e saída (exaustores). Esta recolha foi realizada a uma altura de 30 cm do pavimento e em diferentes horas do dia, nomeadamente, às 8, 11, 14 e 18 horas, usando um sistema manual para bombear uma amostra de 1,5 L para um saco de amostragem de gás (sacos *Tedlar*, Cole Parmer, EUA) (Figura 11).

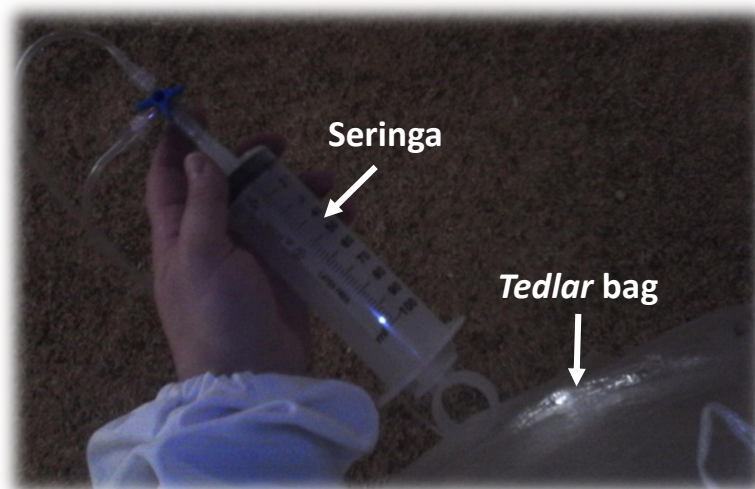


Figura 11. Sistema manual de bombagem e Tedlar bag (Cole Parmer, EUA).

Os sacos *Tedlar* foram armazenados em caixas plásticas no escuro e analisados até 24 horas após a amostragem, utilizando um monitor de gás fotoacústico (modelo INNOVA 1412i-5, Lumasense Technologies, Dinamarca) com limites de deteção de 152,1, 58,9, 2947,1 e 286,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ para NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 , respetivamente (Figura 12).



Figura 12. Monitor de gás fotoacústico (modelo INNOVA 1412i-5, Lumasense Technologies, Dinamarca)

Em cada momento de recolha de ar, para os sacos *Tedlar*, foram registados, a partir do controlador climático (modelo F37, Fancor, Holanda) (Figura 13) de cada pavilhão os dados relativos à taxa de ventilação, temperatura e humidade relativa interna do ar assim como a mortalidade.

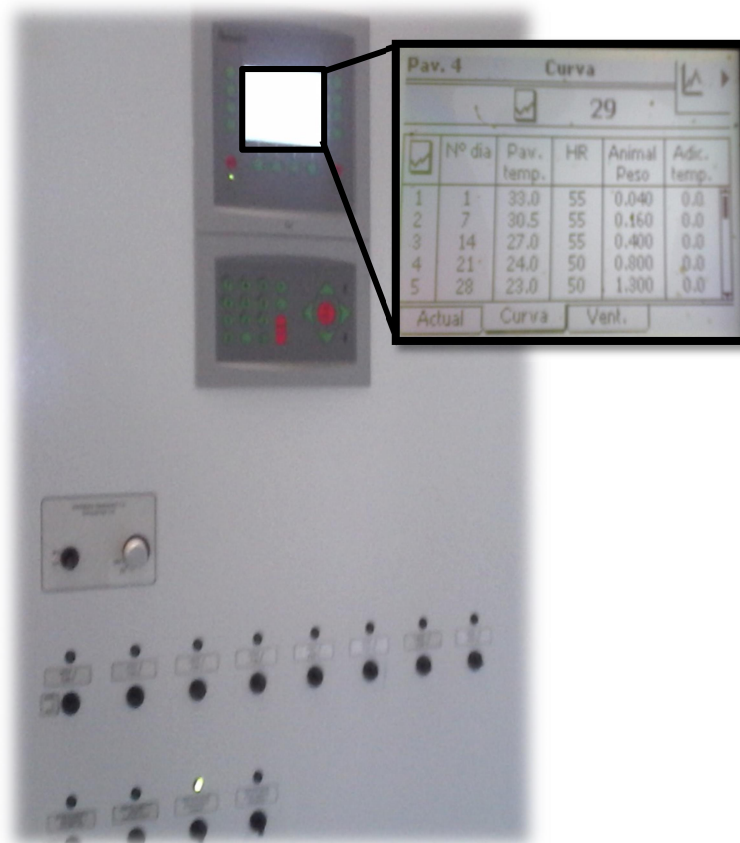


Figura 13. Controlador automático (modelo F37, Fancor, Holanda)

A temperatura e a humidade relativa externa do ar foram registadas a cada 10 minutos durante o ciclo de crescimento usando um sensor (modelo CS215, Campbell Scientific, Reino Unido) (Figura 14) conectado a um micrologger (modelo CR3000, Campbell Scientific, Reino Unido) (Figura 15).



Figura 14. Sensor T/HR



Figura 15. Micrologger

As emissões de NH₃, N₂O, CO₂ e CH₄ de cada pavilhão foram estimadas por um balanço de massa (Calvet *et al.*, 2011; Alberdi *et al.*, 2016), de acordo com a Equação 1.

$$ER = VR \times (C_{inlet} - C_{outlet}) \quad (1)$$

Onde, ER corresponde à emissão de gás (NH₃, N₂O, CO₂ ou CH₄) (mg h⁻¹), VR a taxa de ventilação (m³ h⁻¹), C_{inlet} e C_{outlet} a concentração de gás (NH₃, N₂O, CO₂ ou CH₄) (mg m⁻³) medida no ar de entrada e saída, respectivamente.

As taxas de mortalidade diária, bem como a remoção dos 8000 frangos em cada pavilhão, foram registadas e contabilizadas no cálculo das taxas médias de emissão. As estimativas diárias das taxas de emissão de gases (g dia⁻¹ ave⁻¹) foram determinadas considerando os valores médios dos quatro tempos de amostragem de cada dia (8h, 11h, 14h e 18h).

As emissões acumuladas de gases foram determinadas considerando as taxas médias de emissão de gases e o intervalo de tempo entre duas datas sequenciais do ciclo de crescimento. O número de frangos foi expresso em unidade de produção (cabeça normal: CN), considerando que um frango de corte foi 0,006 CN (REAP, 2013). Os dados foram submetidos a análise de variância com um fator e as comparações de médias utilizando o teste de Tukey ($p < 0,05$) foram realizados por meio do software Statistix 7.0 (EUA).

3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2.1. Condições ambientais

A temperatura do ar interior e exterior, a humidade relativa, bem como as taxas de ventilação de cada pavilhão são apresentadas na Figura 16 A-C e Tabela 4. Durante o ciclo de crescimento, as temperaturas médias exteriores variaram entre 2,5 e 18,5 °C e a humidade relativa média oscilou entre 34,2 e 100% (Figura 16 A-B). Observaram-se diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) em poucos dias (para a temperatura interna) e num período maior (para uma humidade relativa interna) entre os três pavilhões, com um aumento da humidade relativa e uma redução da temperatura do dia 0 ao dia 42 (Figura 16 A-B). Por conseguinte, durante o ciclo de crescimento, as temperaturas médias internas variaram de 31,6 a 20,6 °C, enquanto a humidade relativa média interna variou de 30,8 a 69,4% (Figura 16 A-B). Os elevados valores da temperatura interior e os baixos valores da humidade relativa no interior, em relação às condições climáticas externas (Tabela 4), devem-se ao sistema de aquecimento que injeta calor sensível nos pavilhões provocando uma diminuição da humidade relativa interior.

Verificou-se que as taxas de ventilação aumentaram significativamente ($p < 0,05$) durante os 42 dias do estudo em todos os pavilhões, com valores médios de 2,0 a 6,6 m³ h⁻¹ ave⁻¹ (Figura 16C e Tabela 4). Estes resultados corroboram com estudos anteriores (Seedorf *et al.*, 1998; Calvet *et al.*, 2011), onde ficou demonstrado que as taxas de ventilação aumentaram com a idade das aves e variaram entre 1,8 e 4,9 m³ h⁻¹ ave⁻¹ no inverno. Contudo, as taxas de ventilação no pavilhão H3 foram maiores que as verificadas em H1 e H2 (Tabela 4). Importa referir que as taxas mais elevadas de ventilação no pavilhão H3 são particularmente difíceis de justificar, porque é muito difícil a realização de estudos em explorações comerciais.

Registou-se que as concentrações de NH₃, N₂O, CO₂ e CH₄ aumentaram durante o ciclo de crescimento, todavia, as concentrações máximas não excederam 4,0, 1,5, 3000 e 7,0 mg m⁻³, respetivamente (Figura 17A-D e Tabela 4). As concentrações máximas de NH₃ e CO₂ não excederam os valores de referência de 15,2 e 5894,2 mg m⁻³, respetivamente, conforme recomendado pelo CIGR (1992) para garantir uma boa qualidade do ar no interior dos pavilhões de frangos de engorda.

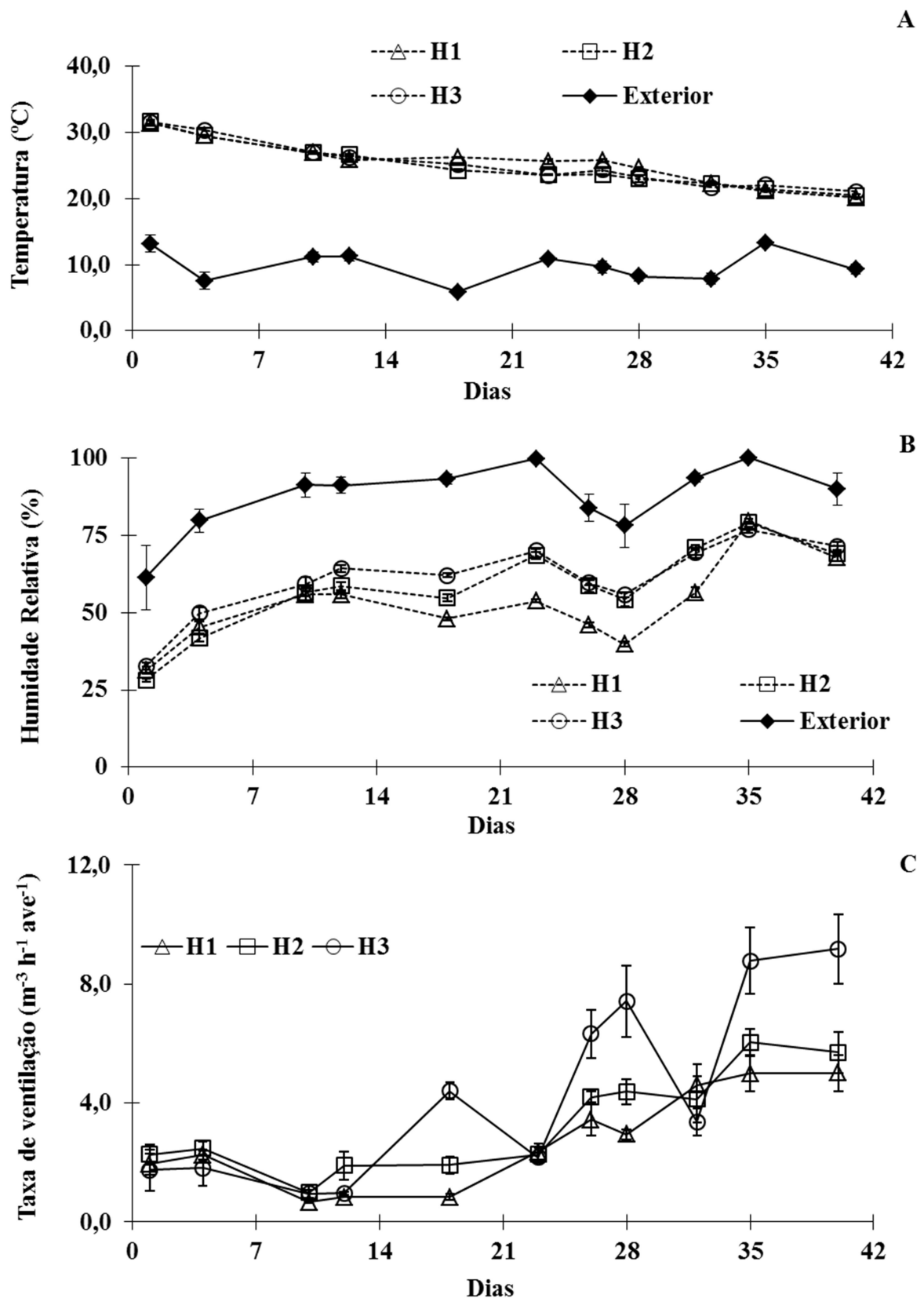


Figura 16. Temperatura média, humidade relativa e taxa de ventilação por ave em cada pavilhão (barras verticais representam o desvio padrão de 4 repetições). H1 / H2 / H3: pavilhões de frangos de engorda. Exterior: temperatura do ar ambiente e humidade relativa.

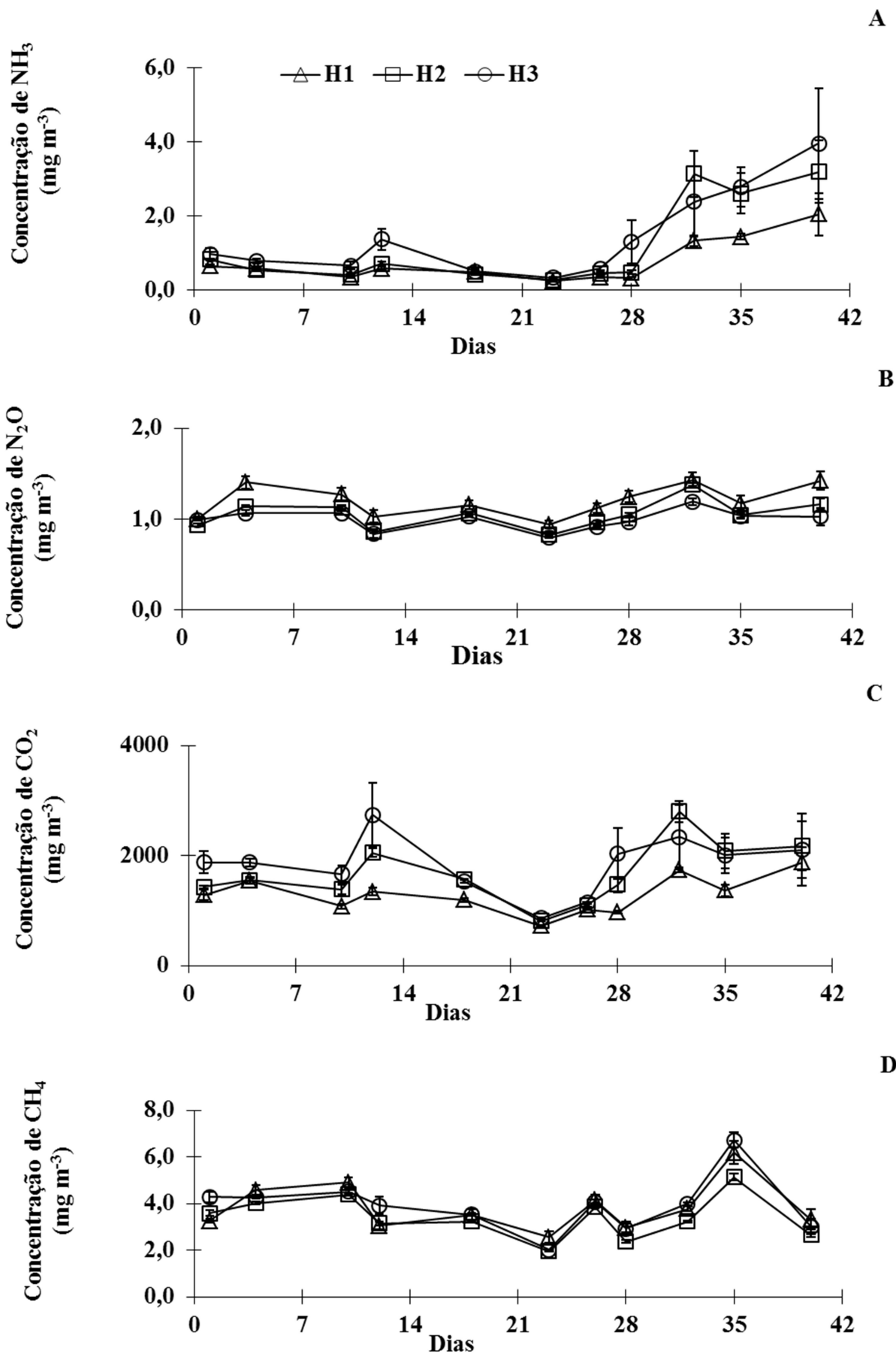


Figura 17. Concentrações de amoníaco e gases com efeito de estufa nos pavilhões. (barras verticais representam o desvio padrão de 4 repetições) H1 / H2 / H3: pavilhões de frangos de frangos de engorda

Tabela 4. Condições climáticas médias, concentrações de gases e emissões acumuladas (média \pm desvio padrão) em cada pavilhão de frango de engorda.

Parâmetros	Pavilhões de engorda de frangos		
	H1	H2	H3
Condições climáticas			
Temperatura exterior (C°)	9,9 \pm 2,7 ^a	9,9 \pm 2,7 ^a	9,9 \pm 2,7 ^a
Temperatura interior (C°)	25,4 \pm 3,3 ^a	24,9 \pm 3,5 ^b	25,1 \pm 3,4 ^{ab}
Humidade relativa exterior (%)	88,7 \pm 12,8 ^a	88,7 \pm 12,8 ^a	88,7 \pm 12,8 ^a
Humidade relativa Interior (%)	52,7 \pm 13,1 ^c	58,2 \pm 14,2 ^b	61,0 \pm 12,2 ^a
Taxa de ventilação (m ³ h ⁻¹ ave ⁻¹)	2,7 \pm 1,6 ^b	3,3 \pm 1,7 ^b	4,3 \pm 3,1 ^a
Concentração de gases			
NH ₃ (mg m ⁻³)	0,8 \pm 0,6 ^a	1,2 \pm 1,2 ^a	1,4 \pm 1,1 ^a
N ₂ O (mg m ⁻³)	1,2 \pm 0,2 ^a	1,1 \pm 0,2 ^b	1,0 \pm 0,1 ^b
CO ₂ (mg m ⁻³)	1284 \pm 341 ^a	1674 \pm 558 ^a	1834 \pm 524 ^a
CH ₄ (mg m ⁻³)	1284 \pm 341 ^a	1674 \pm 558 ^a	1834 \pm 524 ^a
Emissão de gases			
NH ₃ (g ave ⁻¹)	3,01 \pm 0,99 ^b	6,05 \pm 1,18 ^{ab}	7,59 \pm 3,65 ^a
NH ₃ (g dia ⁻¹ ave ⁻¹)	0,072 \pm 0,024 ^b	0,144 \pm 0,003 ^{ab}	0,181 \pm 0,087 ^a
NH ₃ (g dia ⁻¹ CN ⁻¹)	11,9 \pm 3,9 ^b	24,0 \pm 0,5 ^{ab}	30,1 \pm 14,5 ^a
N ₂ O (g ave ⁻¹)	1,73 \pm 0,29 ^a	1,62 \pm 0,14 ^a	1,76 \pm 0,19 ^a
N ₂ O (g dia ⁻¹ ave ⁻¹)	0,041 \pm 0,007 ^a	0,039 \pm 0,003 ^a	0,042 \pm 0,005 ^a
N ₂ O (g dia ⁻¹ CN ⁻¹)	6,8 \pm 1,2 ^a	6,4 \pm 0,6 ^a	7,0 \pm 0,8 ^a
CO ₂ (g ave ⁻¹)	2544 \pm 1264 ^b	4412 \pm 1133 ^{ab}	5161 \pm 1828 ^a
CO ₂ (g dia ⁻¹ ave ⁻¹)	60,6 \pm 30,1 ^b	105,0 \pm 27,0 ^{ab}	122,9 \pm 43,5 ^a
CO ₂ (g dia ⁻¹ CN ⁻¹)	10095 \pm 5016 ^b	17508 \pm 4496 ^{ab}	20480 \pm 7254 ^a
CH ₄ (g ave ⁻¹)	7,79 \pm 1,00 ^b	8,02 \pm 0,17 ^b	12,67 \pm 1,14 ^a
CH ₄ (g dia ⁻¹ ave ⁻¹)	0,185 \pm 0,024 ^b	0,191 \pm 0,004 ^b	0,302 \pm 0,027 ^a
CH ₄ (g dia ⁻¹ CN ⁻¹)	30,9 \pm 3,9 ^b	31,8 \pm 0,7 ^b	50,3 \pm 4,5 ^a

Os valores apresentados com diferentes expoentes nas linhas são significativamente diferentes ($p < 0,05$) de acordo com o teste de Tukey. Um frango (2,4 kg de peso vivo e 42 dias de idade) = 0,006 CN.

3.2.2. Emissão de amoníaco

No que se refere às emissões de amoníaco, as taxas de emissão de gases nos pavilhões estão representadas na Figura 18 e na Tabela 4. Verificou-se que as emissões de NH_3 dos pavilhões de frangos de engorda foram inferiores que $0,18 \text{ g dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ nos primeiros 28 dias de crescimento, seguidas de um aumento ($0,18$ a $0,70 \text{ g NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$) até ao final do ciclo de crescimento (Figura 18A). Outro resultado refere-se à emissão acumulada de NH_3 no pavilhão H3, que foi maior (numericamente, mas não estatisticamente) em relação aos outros dois pavilhões. As taxas médias de emissão de NH_3 , nos três pavilhões, variaram de $0,07$ a $0,18 \text{ g dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ ($11,9$ a $30,1 \text{ g NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ CN}^{-1}$) (Tabela 4). Estes resultados estão em conformidade com a tendência documentada por Guiziou & Béline (2005) e Calvet *et al.* (2011), no que diz respeito às condições do Mediterrâneo, tendo encontrado um aumento significativo nas emissões de NH_3 no dia 28, do ciclo de crescimento, durante o inverno. Excluindo as diferenças entre as práticas de manejo, as maiores taxas de emissão de NH_3 obtidas no presente estudo em relação às relatadas por Calvet *et al.* (2011) poderão relacionar-se com fatores ambientais e dietas, bem como à elevada taxa de ventilação observada no referido estudo ($4,9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$) em Espanha contra $3,4 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ em Portugal).

Na Tabela 5 estão figurados dados publicados sobre as taxas de emissão de gases de aviários, durante ciclos de crescimento, sob condições de inverno, com utilização de cama nova entre os ciclos. As taxas de emissão de NH_3 , em países europeus, variaram de $0,09$ a $0,43 \text{ g dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$ (Tabela 5). A taxa média de emissão de NH_3 registada no presente estudo ($0,13 \text{ g de NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$) é comparável com os valores reportados por Nicholson *et al.* (2004) no Reino Unido e por Guiziou & Béline (2005) na França ($0,12$ - $0,16 \text{ g NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$), todavia, inferior à taxa de emissão medida por Hayes *et al.* (2006) na Irlanda e Calvet *et al.* (2011) na Espanha ($0,35$ - $0,43 \text{ g NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$). Deste modo, os resultados sugerem que a taxa de emissão de NH_3 registada no presente estudo se situa na mesma faixa dos valores medidos ($0,09$ - $0,16 \text{ g NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ ave}^{-1}$) em grande parte dos países europeus.

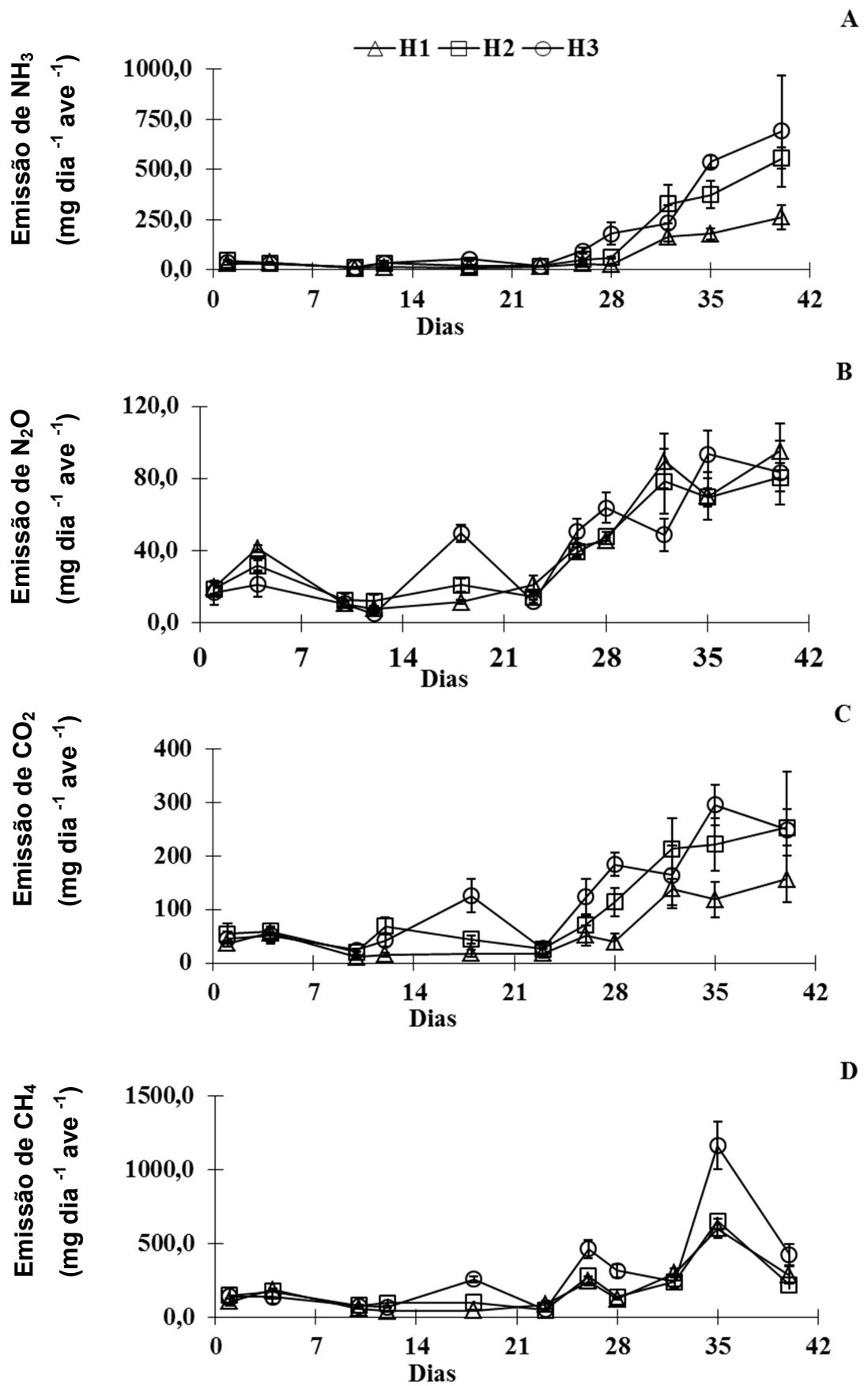


Figura 18. Emissão de amoníaco e de gases com efeito estufa por ave em cada pavilhão (barras verticais representam o desvio padrão de 4 repetições). H1, H2, H3: pavilhões de frangos de engorda.

Tabela 5. Emissões de NH₃, N₂O e CH₄ nos pavilhões de frangos com cama nova entre cada ciclo de crescimento, durante o inverno.

País	Referência	Duração do ciclo (dias)	Emissão de gás (g dia ⁻¹ ave ⁻¹)		
			NH ₃	N ₂ O	CH ₄
Canadá	Roumeliotis <i>et al.</i> (2010)	34	0,18		0,753
Austrália	Wiedemann <i>et al.</i> (2016)	42	0,28	0,007	0,004
EUA	Eugene <i>et al.</i> (2015)	42	0,48	0,049	0,414
EUA	Wheeler <i>et al.</i> (2008)	42	0,47		
EUA	Gates <i>et al.</i> (2008)	40	0,40		
Portugal	Este estudo	42	0,13	0,041	0,226
Espanha	Calvet <i>et al.</i> (2011)	48	0,43	0,051	0,045
França	Guiziou & Béline (2005)	35	0,16	0,000	0,000
Itália	Borso & Chiumenti (1999)		0,40		
Irlanda	Hayes <i>et al.</i> (2006)	35	0,35		
Reino Unido	Nicholson <i>et al.</i> (2004)	46	0,12		
Alemanha	Müller <i>et al.</i> (2003)	32	0,09		
Eslováquia	Knížatová <i>et al.</i> (2010)	40	0,16		

3.2.3. Emissão de gases com efeito de estufa

Quanto à emissão de gases com efeito de estufa, no presente estudo não foram observadas diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) entre os pavilhões no que se refere às emissões de N₂O, com um aumento progressivo das emissões (0,019 a 0,084 g N₂O dia⁻¹ ave⁻¹) durante o ciclo de crescimento (Figura 18B). Em relação às emissões acumuladas de N₂O, não se registaram diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) para os três pavilhões, tendo a taxa média de emissão de N₂O sido 0,041±0,002 g dia⁻¹ ave⁻¹ (6,7±0,3 g N₂O dia⁻¹ CN⁻¹) para todos (Tabela 4). A taxa de emissão de N₂O obtida neste estudo (0,041 g N₂O dia⁻¹ ave⁻¹) é comparável à relatada por Eugene *et al.* (2015) nos EUA e por Calvet *et al.* (2011) na Espanha (0,049-0,051 g N₂O dia⁻¹ ave⁻¹), mas muito superior aos valores relatados por Guiziou e Béline (2005) na França e por Wiedemann *et al.* (2016) na Austrália (0-0,007 g N₂O dia⁻¹ ave⁻¹) (Tabela 5).

Em todos os pavilhões, as emissões de CO₂ registadas foram inferiores a 0,12 g dia⁻¹ ave⁻¹) nos primeiros 28 dias de ciclo de crescimento (Figura 18C). Porém, até ao final do ciclo de crescimento, as emissões de CO₂ aumentaram

rapidamente (0,12 a 0,3 g CO₂ dia⁻¹ ave⁻¹) nos três pavilhões (Figura 18C). A emissão acumulada de CO₂ no pavilhão H3 foi maior em relação ao H1 e H2. As taxas de emissão de CO₂ variaram de 60,6 a 122,9 g dia⁻¹ ave⁻¹ (10,1 a 20,4 kg CO₂ dia⁻¹ CN⁻¹) em H1, H2 e H3 (Tabela 4). Os resultados encontrados no presente estudo corroboram com estudos anteriores (CIGR, 2002; Calvet *et al.*, 2011), onde se observou uma taxa média de emissão de CO₂ entre 91,2 e 98,4 g dia⁻¹ ave⁻¹ em pavilhões de frangos de engorda na Europa.

As emissões de CH₄ nos pavilhões H1 e H2 aumentaram lentamente, porém inferiores a 0,672 g dia⁻¹ ave⁻¹ ao longo do ciclo de crescimento (Figura 18D). A partir do dia 23 até o final do ciclo de crescimento, a emissão de CH₄ aumentou rapidamente nos três pavilhões, todavia no pavilhão H3 esse desenvolvimento foi significativamente maior ($p < 0,05$) do que em H1 e H2 (Figura 18D). A emissão acumulada de CH₄ em H3 foi significativamente maior ($p < 0,05$) em relação a H1 e H2, com taxas médias de emissão de CH₄ que variaram de 0,185 a 0,302 g dia⁻¹ ave⁻¹ (30,9±3,9 a 50,3±4,5 g CH₄ dia⁻¹ CN⁻¹) nos três pavilhões (Tabela 4). A quantidade de material da cama variou entre 3 e 5 kg m⁻² pois, durante o ciclo de crescimento, foram adicionadas quantidades extra de material a cada semana. Por conseguinte, o pavilhão H3 recebeu maior quantidade de material extra de cama comparativamente aos outros dois, H1 e H2, o que pode justificar as maiores emissões de CO₂ e CH₄ encontradas (Figura 18C-D e Tabela 4).

Em conformidade com a Tabela 5, as taxas de emissão de CH₄ variaram muito entre os diferentes países (0-0,753 g CH₄ dia⁻¹ ave⁻¹). A taxa de emissão de CH₄ (0,226 g CH₄ dia⁻¹ ave⁻¹) registada foi menor do que os valores medidos por Eugene *et al.* (2015) nos EUA e Roumeliotis *et al.* (2010) no Canadá (0,414-0,753 g CH₄ dia⁻¹ ave⁻¹) e superior à taxa de emissão observada por Calvet *et al.* (2011) em Espanha e por Guiziou & Béline (2005) em França (0-0,045 g CH₄ dia⁻¹ ave⁻¹). Deste modo, a taxa de emissão de CH₄ do presente estudo foi maior que a encontrada noutros países europeus, bem como o fator de emissão do IPCC (IPCC, 2006) em países do Mediterrâneo (0,050 g CH₄ dia⁻¹ ave⁻¹).

4. CONCLUSÕES

Após a realização deste trabalho, importa referir que os poluentes emitidos nos pavilhões de frangos de engorda se assumem como uma preocupação para a saúde humana, bem-estar das aves e, inclusive, perspectiva ambiental. O desenvolvimento de fatores de emissão para estes poluentes aéreos torna-se difícil devido a condições climáticas variáveis, o número e o tipo de aves de capoeira e a ampla gama de práticas utilizadas (Morgan *et al.*, 2014).

Os resultados obtidos no presente estudo revelam que as concentrações máximas de NH₃, N₂O, CO₂ e CH₄ não excederam os valores limite recomendados para manter a qualidade do ar no interior dos pavilhões de frangos de engorda. As taxas médias de emissão em condições de inverno foram de 0,13±0,04, 0,041±0,002, 96,2±8,8 e 0,226±0,013 g dia⁻¹ ave⁻¹ (22,0±7,3, 6,7±0,3, 16028±1465 e 37,7±2,1 g dia⁻¹ CN⁻¹) para NH₃, N₂O, CO₂ e CH₄, respetivamente. Concluiu-se que as taxas de emissão de NH₃ e N₂O deste estudo se situam na mesma faixa das medições da maioria dos países europeus, todavia, a taxa de emissão de CH₄ parece mais alta do que a relatada em países mediterrânicos.

Apesar de neste estudo as concentrações de gases não terem excedido os limites de referência para manter a qualidade do ar no interior dos pavilhões, é importante realçar que, segundo a Diretiva (UE) 2016/2284 do Parlamento Europeu e do Conselho de 14 de dezembro de 2016, todos os Estados-Membros, deverão cumprir os compromissos de redução de emissões gasosas estabelecidos na presente Diretiva entre 2020 e 2029 e a partir de 2030. Nesta estão incluídos os gases avaliados neste estudo. Assim, e de acordo com o Decreto-Lei n.º 84/2018 de 23 de outubro que vincula os compromissos nacionais a que Portugal está sujeito nos termos da Diretiva mencionada anteriormente, Portugal deverá reduzir as emissões, tendo por referência o ano de 2005, de: óxidos de azoto (NO_x, NO₂ e NO) em 36% entre 2020 e 2029 e 63% a partir de 2030; NH₃ em 7% entre 2020 e 2029 e 15% a partir de 2030. Neste sentido e tendo em conta que a avicultura contribui de forma significativa para a emissão de NH₃ e de gases com efeito de estufa para a atmosfera é importante ter em conta as boas práticas de produção mas também o conhecimento das inúmeras estratégias de mitigação das emissões bem como dos seus custos/eficácia de redução.

É pertinente lembrar que, no âmbito da luta contra as alterações climáticas, os líderes europeus adotaram em outubro de 2014, um quadro de ação relativo ao clima e à energia para 2030, que inclui metas vinculativas para a redução das emissões na UE em pelo menos 40% em comparação com 2005, e para a redução em setores dos transportes, agricultura, construção e gestão de resíduos na ordem dos 30% em 2030 comparado com 2005. Estes setores são responsáveis pela maioria das emissões de gases com efeitos de estufa da UE: 60% do total em 2014. Para garantir que todos os países participam nos esforços da UE para reduzir as emissões nos setores dos transportes, agricultura, construção e gestão de resíduos, a Decisão de Partilha de Esforços define metas vinculativas anuais para os Estados-Membros de 2013 a 2020 (Parlamento Europeu, 2018).

Termina-se referindo que os dados deste estudo representaram a primeira medição direta das emissões de gases em pavilhões de frangos de engorda em Portugal. Porém, os seus resultados não podem ser extrapolados para todo o sector, uma vez que o estudo não é representativo do resto do país, tendo incidido unicamente em três pavilhões equipados com tecnologia de ponta e apenas se examinou um ciclo de crescimento de inverno. Por conseguinte, sugere-se a realização de mais estudos para avaliar completamente as taxas de emissão de gases durante todo o ano, em diferentes pavilhões (tradicionais e modernos) e em diferentes regiões do país, para que se possa obter mais informação e comparar resultados.

5. BIBLIOGRAFIA

- Alberdi, O., Arriaga, H., Calvet, S., Estellés, F., Merino, P., 2016. Ammonia and greenhouse gas emissions from an enriched cage laying hen facility. *Biosystems Engineering* 144, 1-12.
- Bejan, D., Graham, T., Bunce, N., 2013. Chemical methods for the remediation of ammonia in poultry rearing facilities: A review. *Biosystems Engineering* 115, 230-243.
- Borso, F., Chiumenti, R., 1999. Poultry housing and manure management systems: recent development in Italy as regards ammonia emissions. Proceedings of the 8th International Conference of the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, RAMIRAN 98, Rennes, pp. 15-21.
- Brouček, J., Čermák, B., 2015. Emission of harmful gases from poultry farms and possibilities of their reduction. *Ekológia (Bratislava)* 34, 89-100.
- Brouček, J., 2018. Nitrous oxide release from poultry and pig housing. *Polish Journal of Environmental Studies* 27, 467-479.
- Calvet, S., Cambra-López, M., Blanes-Vidal, V., Estellés, F., Torres, A., 2010. Ventilation rates in mechanically-ventilated commercial poultry buildings in Southern Europe: Measurement system development and uncertainty analysis. *Biosystems Engineering*, 106, 423-432.
- Calvet, S., Cambra-López, M., Estellés, F., Torres, A., 2011. Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry Science* 90, 534-542.
- CIGR, 1992. Climatization of animal houses. Second Report of the Working Group on Climatization of Animal Houses. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Ghent, Belgium, 147 pp.
- CIGR, 2002. Climatization of animal houses. Heat and moisture production at animal and house levels. S. Pedersen and K. Sälvik, ed. Danish Inst. Agric. Sci., Horsens, Denmark, 45 pp.
- Comissão Europeia, 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. July 2013.

- Directiva 2007/42/CE, do Conselho de 28 de junho de 2007 relativa ao estabelecimento de regras mínimas para a protecção dos frangos de carne (Texto relevante para efeitos do EEE). Jornal Oficial da União Europeia L 182/19.
- Diretiva (UE) 2016/2284, do Parlamento Europeu e do Conselho de 14 de dezembro de 2016 relativa à redução das emissões nacionais de certos poluentes atmosféricos, que altera a Diretiva 2003/35/CE e revoga a Diretiva 2001/81/CE (Texto relevante para efeitos do EEE). Jornal Oficial da União Europeia L 344/1.
- Eugene, B., Moore, P.A., Li, H., Miles, D., Trabue, S., Burns, R., Buser, M., 2015. Effect of alum additions to poultry litter on in-house ammonia and greenhouse gas concentrations and emissions. *Journal of Environmental Quality* 44, 1530-1540.
- Estellés, F., Villagrà, A., Calvet, S., 2012. Implications of increasing ventilation rates of broiler farms to fulfill European welfare regulations on gas concentrations. Ninth International Livestock Environment Symposium. Valencia, Spain.
- Fangueiro, D., Pereira, J.L.S., Fraga, I., Surgy, S., Vasconcelos, E., Coutinho, J., 2018. Band application of acidified slurry as an alternative to slurry injection in a Mediterranean double cropping system: Agronomic effect and gaseous emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 267, 87-99.
- Faulkner, W., Shaw, B., 2008. Review of ammonia emission factors for United States animal agriculture. *Atmospheric Environment* 42, 6567-6574.
- Gates, R.S., Casey, K.D., Wheeler, E.F., Xin, H., Pescatore, A.J., 2008. US broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmospheric Environment* 42, 3342-3350.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M., 1998. Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 79-95.

- Guiziou, F., Béline, F., 2005. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Bioresource Technology* 96, 203-207.
- Hartung, J., Phillips, V.R., 1994. Control of gaseous emissions from livestock buildings and mature stores. *Journal of Agricultural Engineering Research* 57, 173-189.
- Hayes, E.T., Curran, T.P., Dodd, V.A., 2006. Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. *Bioresource Technology* 97, 933-939.
- INE, 2018. Boletim Mensal da Agricultura e Pescas. Instituto Nacional de Estatística, I.P., Lisboa, Portugal.
- IPCC, 2006. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: IPCC national greenhouse gas inventories programme, Technical support unit; Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds). IGES, Hayama, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>
- Kaasik, A., Maasikets, M., 2013. Concentrations of airborne particulate matter, ammonia and carbon dioxide in large scale uninsulated loose housing cowsheds in Estonia. *Biosystems Engineering* 114, 223-231.
- Kilic, I., Yaslioglu, E., 2014. Ammonia and carbon dioxide concentrations in a layer house. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 27, 1211-1218.
- Knížatová, M., Mihina, Š., Brouček, J., Karandušovská, I., Mačuhová, J., 2010. The influence of litter age, litter temperature and ventilation rate on ammonia emissions from a broiler rearing facility. *Czech Journal of Animal Science* 55, 337-345.
- Lima, K., Moura, D., Carvalho, T., Bueno, L., Vercelino, R., 2011. Ammonia Emissions in tunnel-ventilated broiler houses. *Brazilian Journal of Poultry Science* 13, 265-270.
- Maasikmets, M., Teinemaa, E., Kaasik, A., Kimmel, V., 2015. Measurement and analysis of ammonia, hydrogen sulphide and odour emissions from the cattle farming in Estonia. *Biosystems Engineering* 139, 48-59.
- Macedo, S., 2013. *Avaliação do impacto ambiental de novas estratégias de gestão de chorumes para minimização de perdas de nutrientes e aumento da produção*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente- Gestão Ambiental. UL: Instituto Superior de Agronomia.

- Maurer, D.L., Koziel, J.A., Harmon, J.D., Hoff, S.J., Rieck-Hinz, A.M., Andersen, D.S., 2016. Summary of performance data for technologies to control gaseous, odor, and particulate emissions from livestock operations: air management practices assessment tool (AMPAT). Data in Brief 7, 1413-1429.
- Méda, B., Hassouna, M., Lecomte, M., Germain, K., Dourmad, J.-Y., Robin, P., 2015. Influence of season and outdoor run characteristics on excretion behaviour of organic broilers and gaseous emissions. *Biosystems Engineering* 139, 35-47.
- Méda, B., Hassouna, M., Aubert, C., Robin, P., Dourmad, J., 2011. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *World's Poultry Science Journal* 67, 441-456.
- Mendes, L., Tinoco, I., Ogink, N., Rocha, K., Osorio, J., Santos, M., 2014. Ammonia emissions from a naturally and a mechanically ventilated broiler house in Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 18, 1179-1185.
- Miles, D., 2008. Vertical stratification of ammonia in a broiler house. *The Journal of Applied Poultry Research* 17, 348-353.
- Miragliotta, M., 2000. Avaliação dos níveis de amônia em dois sistemas de produção de frangos de corte com ventilação e densidades diferenciados. Tese de Mestrado em Engenharia Agrícola. Campinas: UNICAMP.
- Morgan, R., Wood, D., Heyst, B., 2014. The development of seasonal emission factors from a Canadian commercial laying hen facility. *Atmospheric Environment* 86, 1-8.
- Mostafa, E., Hoelscher, R., Diekmann, B., Ghaly, A.E., Buescher, W., 2016. Evaluation of two indoor air pollution abatement techniques in forced-ventilation fattening pig barns. *Atmospheric Pollution Research* 8, 428-438.
- Müller, H.-J., Brunsch, R., Hörnig, G., Jelinek, A., 2003. Odour and ammonia emissions from poultry houses with different keeping and ventilation systems. *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, Horsens, pp. 172-179.
- Nahm, K., 2005. Environmental effects of chemical additives used in poultry litter and swine manure. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 35, 487-513.

- Naseem, S., King, A.J., 2018. Ammonia production in poultry houses can affect health of humans, birds, and the environment-techniques for its reduction during poultry production. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 15269-15293.
- Ndegwa, P.M., Hristov, A. N., Arogo, J., Sheffield, R.E., 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering* 100, 453-469.
- Ni, J.-Q., Chai, L., Chen, L., Bogan, B., Wang, K., Cortus, E., Heber, A., Lim, T.-T., Diehl, C., 2012. Characteristics of ammonia, hydrogen sulfide, carbon dioxide, and particulate matter concentrations in high-rise and manure-belt layer hen houses. *Atmospheric Environment* 57, 165-174.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W., 2004. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering* 89, 175-185.
- Osorio, J., Tinoco, I., Ciro, H., 2009. Ammonia: a review of concentration and emission models in livestock structures. *Dyna* 76, 89-99.
- Owada, A., Naas, I., Moura, D., Baracho, M., 2007. Estimativa de bem-estar de frango de corte em função da concentração de amônia e grau de luminosidade no galpão de produção. *Engenharia Agrícola* 27, 611-618.
- Patterson, P., Adrizal, A., 2005. Management strategies to reduce air emissions: emphasis - dust and ammonia. *The Journal of Applied Poultry Research* 14, 638–650.
- Parlamento Europeu, 2018. Reduzir as emissões de gases com efeito de estufa na UE: metas nacionais para 2030. Disponível em: <http://www.europarl.europa.eu/news/pt/headlines/society/20180208STO97442/reduzir-as-emissoes-de-gases-com-efeito-de-estufa-na-ue-metas-para-2030>
- Pedersen, S., Blanes-Vidal, V., Joergensen, H., Chwalibog, A., Haeussermann, A., Heetkamp, M.J.WAarnink, A.J.A., 2008. Carbon dioxide production in animal houses: A literature review. *Agricultural Engineering International: CIGR Ejournal*. Manuscript BC 08 008, Vol. X.
- Pereira, J., 2010. Emissões de amoníaco e de gases com efeito de estufa em instalações e gestão de efluentes de bovinicultura no NW de Portugal. Tese de Doutoramento em Engenharia Rural. Vila Real: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

- Pereira, J., Coutinho J., Fangueiro D., Trindade H., 2015. Nitric oxide and nitrous oxide emissions from cattle-slurry and mineral fertiliser treated with nitrification inhibitor to an agricultural soil: A laboratory approach. *Spanish Journal of Agricultural Research* 13, e0305.
- Pereira, J., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H., 2012. Effects of temperature and dairy cattle excreta characteristics on potential ammonia and greenhouse gas emissions from housing: A laboratory study. *Biosystems Engineering* 112, 138-150.
- Pereira, J., Ferreira, S., Garcia, C., Conde, A., Ferreira, P., Pinheiro, V., Trindade, H., 2017. Assessment of ammonia and carbon dioxide concentrations in a breeding hen building under portuguese winter. *International Journal of Food and Biosystems Engineering* 5, 1-6.
- Pescatore, A., Casey, K., Gates, R., 2005. Ammonia emissions from broiler houses. *The Journal of Applied Poultry Research* 14, 635--637.
- PIIR, 2017. Portuguese informative inventory report 1990-2015. Submitted under the NEC Directive (EU) 2016/2284 and the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Portuguese InformativeInventoryReport (PIIR), Portuguese EnvironmentalAgency, Lisbon, Portugal, 449 pp.
- Ransbeeck, N., Langenhove, H., Demeyer, P., 2013. Indoor concentrations and emissions factors of particulate matter, ammonia and greenhouse gases for pig fattening facilities. *Biosystems Engineering* 116, 518-528.
- REAP, 2013. Decree number 81/2013 of 14 June regarding animal manure management (REAP). In: *Diário da República, Série I*, number 113 of 14 June 2013. Portugal, pp. 3304-3329.
- Ritz, C., Fairchild, B., Lacy, M., 2004. Implications of ammonia production and emissions from commercial poultry facilities: A review. *The Journal of Applied Poultry Research* 13, 684-692.
- Roumeliotis, T., Van Heyst, B., 2008. Summary of ammonia and particulate matter emission factors for poultry operations. *The Journal of Applied Poultry Research* 17, 305-314.
- Roumeliotis, T.S., Dixon, B.J., Van Heyst, B.J., 2010. Characterization of gaseous pollutant and particulate matter emission rates from a commercial broiler operation. Part I: Observed trends in emissions. *Atmospheric Environment* 44, 3770-3777.

- Rotz, C.A., 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science* 82, E119-E137.
- Anónimo, 2006. *Guía de mejores técnicas disponibles del sector de la avicultura de carne*. Disponível em: <http://www.prtr-es.es/data/images/Gu%C3%ADa%20MTD%20en%20Espa%C3%B1a%20del%20sector%20de%20la%20avicultura%20de%20carne-896F7E136057760E.pdf>
- Santonja, G., Georgizikis, K., Scalet, B., Montobbio, P., Roudier, S., Snacho, L., 2017. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. European Commission.
- Sanz, S.C., 2008. Experimental studies on gas and dust emissions to the atmosphere in rabbit and broiler buildings. Tese de Doutoramento em Engenharia Agrícola. Spain: Universidad Politecnica de Valencia.
- Seedorf, J., Hartung, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Metz, J.H.M., GrootKoerkamp, P.W.G., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Wathes, C.M., 1998. A survey of ventilation rates in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 39-47.
- Simsek, E., Kilic, I., Yaslioglu, E., Arici, I., 2012. The effects of environmental conditions on concentration and emission of ammonia in chicken farms during summer season. *Clean - Soil, Air, Water* 41, 955-962.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O., Webb, J., 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy* 89, 261-335.
- Sousa, F., Tinôco, I. Paula, M. Silva, A., Souza, C., Batista, F., Barbari, M., 2016. Medidas para minimizar a emissão de amônia na produção de frangos de corte: revisão. *Brazilian Journal of Biosystems Engineering* 10, 51-61.
- Sousa, F., Tinôco, I., Silva, J., Baptista, F., Souza, C., Silva, A., 2017. Gas emission in the poultry production. *Journal of Animal Behaviour and Biometeorology* 5, 49-55.
- Ullman, J., Mukhtar, S., Lacey, R., Carey, J., 2004. A review of literature concerning odors, ammonia, and dust from broiler production facilities: 4. Remedial management practices. *The Journal of Applied Poultry Research* 13, 521-531.

- Van der Heyden, C., Demeyer, C., Volcke, E.I.P., 2015. Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: state-of-the-art and perspectives. *Biosystems Engineering* 134, 74-93.
- Wathes, C.M., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Groot Koerkamp, P.W.G., Uenk, G.H., Metz, J.H.M., 1998. Emissions of aerial pollutants in livestock buildings in Northern Europe: Overview of a multinational project. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 3-9.
- Wheeler, E.F., Casey, K.D., Gates, R.S., Xin, H., Zajaczkowski, J.L., Topper, P.A., Liang, Y., Pescatore, A.J., 2008. Ammonia emissions from twelve U.S. broiler chicken houses. *Transactions of the ASABE* 49, 1495-1512.
- Wiedemann, S.G., Phillips, F.A., Naylor, T.A., McGahan, E.J., Keane, O.B., Warren, B.R., Murphy, C.M., 2016. Nitrous oxide, ammonia and methane from Australian meat chicken houses measured under commercial operating conditions and with mitigation strategies applied. *Animal Production Science* 56, 1404-1417.
- Wood, D., Cowherd, S., Heyst, B., 2015. A summary of ammonia emission factors and quality criteria for commercial poultry production in North America. *Atmospheric Environment* 115, 236-245.
- Xu, W., Zheng, K., Liu, X., Meng, L., Huaitalla, R.M, Shen, J., Hartung, E., Gallmann, E., Roelcke, M., Zhang, F., 2014. Atmospheric NH₃ dynamics at a typical pig farm in China and their implications. *Atmospheric Pollution Research* 5, 455-463.