

Abordagem à valorização orgânica e energética de efluentes pecuários de suiniculturas em unidades de biogás

Ilda Cristina de Carvalho Gato

TRABALHO DE FINAL DE CURSO

Curso: Mestrado em Tecnologias de Valorização Ambiental e Produção de Energia

Docente/Orientador: Paulo Sérgio Duque de Brito

Ano Letivo: 2023 | 2024

Abril | 2025

Resumo

Com o objetivo de avaliar o impacto ambiental decorrente da atividade de produção intensiva de suínos, na perspetiva da implementação de um sistema de valorização orgânica através da digestão anaeróbica numa unidade de produção de biogás *in situ* e da valorização agrícola do digerido, foi feita uma abordagem comparativa através de dados bibliográficos publicados, do impacto potencial das emissões relevantes, em alternativa à valorização agrícola do chorume.

Numa primeira parte são analisados os impactos ambientais da suinicultura intensiva, como as emissões de amoníaco, gases de efeito estufa, odores e contaminação do solo e água, além de elencar o enquadramento legal e as melhores práticas para gestão de efluentes. Faz-se ainda alusão à legislação aplicável, como a Portaria que define o regime aplicável à gestão de efluentes pecuários, a Diretiva Nitratos e o Código de Boas Práticas Agrícolas.

Na segunda parte do trabalho, a digestão anaeróbica é destacada como uma solução sustentável, permitindo a produção de biogás como fonte de energia renovável e de digerido como fertilizante orgânico. Estudos indicam que essa tecnologia reduz emissões de gases de efeito estufa e odores, mas pode aumentar emissões de amoníaco e requer boas práticas na aplicação do digerido no sentido de minimizar impactos ambientais, como lixiviação de nitratos. Enfatiza-se a necessidade de pesquisa contínua para otimizar o processo e reduzir emissões.

Conclui-se que a valorização em unidades de biogás é uma alternativa viável para promover a economia circular, mas exige planeamento técnico, ambiental e económico para garantir a sua eficácia.

Palavras-Chave: Efluentes pecuários, Biogás, Digerido, Valorização agrícola.

Abstract

With the aim of assessing the environmental impact resulting from intensive pig production activities, from the perspective of implementing an organic recovery system through anaerobic digestion in an *in situ* biogas production unit and the agricultural recovery of the digestate, a comparative published bibliographic data approach was made, of the potential impact of relevant emissions, as an alternative to the agricultural recovery of the slurry.

The first part analyzes the environmental impacts of intensive pig farming, such as ammonia emissions, greenhouse gases, odors, and soil and water contamination, as well as listing the legal framework and best practices for effluent management. Reference is also made to applicable legislation, such as the legal document that defines the applicable regime to livestock effluent management, the Nitrates Directive, and the Code of Good Agricultural Practices.

In the second part of the work, anaerobic digestion is highlighted as a sustainable solution, allowing the production of biogas as a renewable energy source and digestate as an organic fertilizer. Studies indicate that this technology reduces greenhouse gas emissions and odors, but it can increase ammonia emissions and requires good practices in the application of digestate in order to minimize environmental impacts, such as nitrate leaching. The need for continuous research to optimize the process and reduce emissions is emphasized.

It is concluded that valorization in biogas units is a viable alternative to promote the circular economy, but requires technical, environmental and economic planning to guarantee its effectiveness.

Keywords: Livestock manure, Biogas, Digestate, Agronomical valorization.

Lista de Abreviaturas, Siglas e Símbolos

AIA - Avaliação de Impacte Ambiental

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

ARH Alentejo - Administração da Região Hidrográfica do Alentejo

ARH Tejo e Oeste - Administração da Região Hidrográfica do Tejo e Oeste

BREF - Best Available Techniques Reference Documents.

BREF IRPP – Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs

C - Carbono

CBPA - Código de Boas Práticas Agrícolas

CCDR - Comissões de Coordenação do Desenvolvimento Regional

CH₄ – Metano

CN - Cabeça normal

CO₂ - Dióxido de carbono

DEI – Diretiva de Emissões Industriais

DGADR - Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

DIA - Declaração de Impacte Ambiental

DQA - Diretiva-Quadro da Água

EEA – Agência Europeia do Ambiente

ENEAPAI - Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

E-PRTR - *European Pollutant Release and Transfer Register*, em português “Registo Europeu de Emissões e Transferências de Poluentes”

GEE - Gases com efeito de estufa

GPP - Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral

Ha - Hectare

INE - Instituto Nacional de Estatística

IPCC - Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

LA - Licença Ambiental

LUA - Licenciamento Único de Ambiente

MTD - Melhores Técnicas Disponíveis

N - Azoto

NH₃ – Amoníaco

NH₄⁺ - Ião amónio

NO – Monóxido de azoto

N₂O - Óxido Nitroso

NO₃⁻ - Ião nitrato

NO_x (NO+NO₂) – Óxidos de azoto

NREAP – Novo regime do exercício da atividade pecuária

NUT - Nomenclatura das Unidades Territoriais

PANCD - Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação

PCIP - Prevenção e Controlo integrados da Poluição

PD – Produtos derivados

PDR2020 - Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020

PGEP - Plano de Gestão de Efluentes Pecuários

PGRH - Planos de gestão de região hidrográfica

PM₁₀ - Partículas em suspensão com um diâmetro inferior a 10 micrómetros

PM_{2,5} - Partículas em suspensão com um diâmetro inferior a 2,5 micrómetros

PNAC - Programa Nacional para as Alterações Climáticas

PRTR - *Pollutant Release and Transfer Register*

RA - Responsabilidade ambiental

REA – Relatório do Estado do Ambiente

REAP - Regime de Exercício das Atividades Pecuárias

REI - Regime de Emissões Industriais

RJAIA – regime jurídico de AIA

SPA – Subprodutos animais

TUA - Título Único Ambiental

VEA-MTD - Valores de emissão associados à adoção de melhores técnicas disponíveis

VLE – Valores limite de emissão

ZV - Zonas Vulneráveis

ÍNDICE GERAL

Resumo.....	i
Abstract.....	ii
Lista de Abreviaturas, Siglas e Símbolos.....	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE GRÁFICOS.....	viii
ÍNDICE DE TABELAS.....	viii
INTRODUÇÃO.....	1
Enquadramento e Justificação do Tema.....	1
Objetivos Gerais e Específicos.....	2
Metodologia e Meios Utilizados.....	2
Estrutura Geral do Trabalho.....	3
CAPÍTULO I – A PRODUÇÃO INTENSIVA DE SUÍNOS.....	4
1.1. Caracterização do Setor Suinícola em Portugal.....	4
1.1.1. Produção e Consumo de carne de suíno.....	7
1.2. Impactos Ambientais da Criação Intensiva de Suínos.....	8
1.2.1. Emissões para o Ar.....	8
1.2.1.1. Emissões de Amoníaco (NH ₃).....	9
1.2.1.2. Emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE).....	11
1.2.1.3. Odores.....	12
1.2.2. Emissões para o Solo e para a Água.....	12
1.2.2.1. Azoto e Fósforo.....	13
1.3. Enquadramento Legal.....	14
1.3.1. Gestão de Efluentes Pecuários.....	14
1.3.2. Instrumentos de Gestão e Proteção.....	16
1.3.2.1. Prevenção das Emissões de Amoníaco para a Atmosfera.....	16
1.3.2.2. Prevenção da Poluição das Massas de Água com Nitratos e Fosfatos.....	17
1.3.2.2.1. Restrições à valorização orgânica dos efluentes pecuários.....	20
1.4. Instrumentos de Avaliação e Gestão Ambiental.....	22
1.4.1. Avaliação de Impacto Ambiental.....	23
1.4.2. Prevenção e Controlo Integrados da Poluição.....	24
1.4.2.1. Melhores Técnicas Disponíveis para a redução de emissões nas suiniculturas.....	25
1.4.3. Registo de Emissões e Transferência de Poluentes.....	27
1.4.4. Responsabilidade Ambiental.....	29
1.4.5. Licenciamento Único Ambiental.....	30

CAPÍTULO II – A PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES PECUÁRIOS, PARA A PRODUÇÃO DE ENERGIA E DE FERTILIZANTE AGRÍCOLA	32
2.1. Caracterização dos efluentes pecuários	33
2.2. Valorização Orgânica em unidades de biogás.....	35
2.3. Estudos realizados	37
2.3.1. A Digestão Anaeróbica para produção de biogás.....	37
2.3.2. Avaliação do impacto nas emissões de GEE e de amoníaco	39
2.3.3. Avaliação do impacto das emissões para a água.....	42
2.3.4. Avaliação das emissões de Odor	43
CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS.....	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Zonas vulneráveis em território continental.....	19
Figura 2 - Mapa com as instalações de produção animal intensiva	28
Figura 3 - Mapa da região Alentejo com as instalações de produção animal intensiva	29

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Distribuição em percentagem, do efetivo de suínos, por NUT II, em Portugal	5
Gráfico 2 - Número de explorações de suínos, em Portugal.....	6
Gráfico 3 – Efetivo suíno por classe, em Portugal	6
Gráfico 4 – Produção de carne de suíno em Portugal	7
Gráfico 5 – Consumo de carne de suíno em Portugal.....	8
Gráfico 6 – Emissões de amoníaco para o ar por setor E-PRTR, em Portugal, ano de 2023.....	10

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Efetivo suíno, por Unidade Territorial NUTS II, em Portugal.....	5
Tabela 2 - Emissões para o ar da produção intensiva de suínos	9
Tabela 3 - Quantidade e composição média de estrumes e de chorumes não diluídos produzidos anualmente e sua conversão em cabeça normal (CN)Fonte: Anexo VII do CBPA, 2018.....	34
Tabela 4 - Quantidade média de nutrientes principais excretados anualmente por unidade de animal e sua conversão em cabeça normal (CN)	34
Tabela 5 - Efeitos da aplicação da digestão anaeróbica nos efluentes pecuários	44

INTRODUÇÃO

A fileira suíncola em Portugal representa uma atividade económica relevante, contribuindo para o abastecimento alimentar das populações, para o equilíbrio da balança comercial portuguesa e para o desenvolvimento económico das zonas onde esta atividade se insere. Contudo, o setor enfrenta desafios ambientais significativos decorrentes da sua atividade. Um dos problemas mais preocupante neste setor é o impacto ambiental resultante de uma incorreta gestão dos efluentes pecuários.

Enquadramento e Justificação do Tema

A sustentabilidade ambiental é um dos maiores desafios da suinicultura, assumindo a gestão dos efluentes pecuários gerados na atividade um papel de extrema importância. Um destino não adequado contribui para a contaminação do solo e da água e para emissões não controladas para o ar. Assim sendo, do ponto de vista socioeconómico e ambiental, é de extrema importância proceder à sua adequada gestão, seguindo uma hierarquização dos destinos, devendo esta, em primazia, passar pela sua valorização agrícola, conforme preconizado na Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais (ENEAPAI).

Porém, existem impactes ambientais associados à aplicação direta de efluentes suíncolas no solo, como sejam as emissões de amoníaco (NH_3), emissões de gases com efeito de estufa (GEE) e a lixiviação de nutrientes para as águas superficiais e subterrâneas, com potenciais efeitos nocivos nos organismos do solo e dos meios aquáticos afetados. De modo a minimizar esses impactes, os efluentes suíncolas podem ser estabilizados recorrendo a processos aeróbios e anaeróbios. Esta última alternativa, digestão anaeróbia, permite a valorização energética dos mesmos, através da produção de biogás que posteriormente servirá como fonte de energia renovável.

Do processo de produção de biogás resulta também o digerido, considerado um fertilizante com matéria orgânica parcialmente degradada, constituído por biomassa microbiana e compostos inorgânicos, que, geralmente, tem alto teor de azoto na forma mineral relativamente ao azoto total. Devido ao facto de possuir alto

potencial de disponibilização de nutrientes no solo, o digerido poderá ser utilizado como fertilizante orgânico eficaz, em alternativa aos fertilizantes de origem química.

Este tema tem especial relevância na região em que está inserido o Instituto Politécnico de Portalegre, no sentido em que pode promover o aproveitamento das sinergias, competências e capacidade instalada das Escolas que o integram, aliado à valorização de recursos endógenos, através da realização de estudos executados por equipas multidisciplinares que incorporem a vertente da otimização do processo de valorização orgânica e energética dos efluentes pecuários em unidades de biogás, que seja técnica e economicamente viável em unidades a desenvolver na própria exploração, combinado com a obtenção de um digerido de cuja aplicação no solo resulte numa redução dos impactes ambientais em relação à valorização agrícola direta dos efluentes pecuários.

Objetivos Gerais e Específicos

Pretendeu-se fazer um enquadramento legal em termos ambientais, da atividade de produção intensiva de suínos, abordando os instrumentos que visam a prevenção e controlo das emissões associadas e, através de dados obtidos em artigos científicos resultante de pesquisa bibliográfica de trabalhos realizados, avaliar os impactos ambientais da aplicação do digerido obtido da digestão anaeróbica no processo de produção de biogás a partir de efluentes pecuários de suiniculturas, como fertilizante nos solos, em comparação com a aplicação direta dos efluentes pecuários por valorização agrícola.

Metodologia e Meios Utilizados

O presente relatório baseia-se no conhecimento prático e teórico adquirido no exercício da atividade profissional, em pesquisa bibliográfica e em dados publicados pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), pela Agência Europeia do Ambiente (EEA) no seu Portal PRTR e em documentos publicados nos sites da Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR), do Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP), do Instituto Nacional de Estatística (INE) e do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Na revisão da bibliografia foram

consultados artigos de revistas científicas, de trabalhos realizados sobre a digestão anaeróbica de efluentes pecuários para a produção de biogás e obtenção de um digerido para aplicação no solo e o seu impacto nas emissões de gases com efeito de estufa (GEE), nas emissões de odores, nas emissões de amoníaco (NH₃), bem como na lixiviação de nitratos no solo e contaminação das águas subterrâneas e superficiais. Foi ainda consultada a legislação ambiental nacional aplicável, bem como as disposições da União Europeia pertinentes.

Estrutura Geral do Trabalho

No capítulo I após uma breve caracterização do setor suinícola em Portugal em termos de produção e do consumo de carne de suínos, destacam-se os impactes ambientais relevantes da sua criação intensiva e procede-se ao enquadramento legislativo da atividade em termos ambientais, em particular, da gestão dos efluentes pecuários, abordando os instrumentos legais que visam a prevenção e controlo das emissões associadas.

No capítulo II, na perspetiva da implementação de um sistema de valorização orgânica através da digestão anaeróbica numa unidade de produção de biogás *in situ* e da valorização agrícola do digerido, em alternativa à valorização agrícola do chorume, é feita uma abordagem comparativa através de uma revisão bibliográfica, do impacto potencial das emissões relevantes.

Por fim, apresentam-se as conclusões e recomendações para trabalhos futuros.

CAPÍTULO I – A PRODUÇÃO INTENSIVA DE SUÍNOS

A agricultura foi e continua a ser dominada por empresas familiares. Até meados da década de 1970, as culturas e diferentes espécies animais eram criadas em sistemas agrícolas mistos. Os alimentos para animais eram produzidos na exploração ou comprados localmente e o estrume era devolvido à terra como fertilizante.

As crescentes exigências do mercado, a evolução das raças devido à seleção genética, o desenvolvimento do equipamento agrícola e a disponibilidade de uma vasta gama de alimentos para animais incentivaram os agricultores a especializarem-se. Em consequência, o número de animais e a dimensão das explorações agrícolas e a criação de gado tornou-se intensiva. Algumas regiões especializaram-se na produção animal, surgiram economias de escala e de aglomeração, dando origem a zonas de elevada densidade animal. O mercado dos alimentos para animais abriu-se e as matérias-primas para alimentação animal começaram a ser importadas. A agricultura intensiva conduziu, assim, a importações significativas de nutrientes que são depois devolvidos ao solo, sob a forma de estrume, em zonas diferentes daquelas onde as matérias-primas para alimentação animal foram produzidas e por vezes em quantidades excessivas.

A densidade animal é, ela própria, considerada um indicador aproximado da quantidade de estrume animal produzido e, por conseguinte, do fornecimento de nutrientes à terra, que pode exceder as necessidades da área agrícola para a produção de culturas ou para a manutenção dos prados. Assim, os dados sobre a concentração da produção animal a nível regional são considerados um bom indicador de zonas com potenciais problemas ambientais (eutrofização das águas naturais devido ao excesso de azoto e/ou fósforo) [1].

1.1. Caracterização do Setor Suinícola em Portugal

A atividade de produção suinícola ocupa a segunda posição no setor pecuário em termos de efetivo, sendo apenas ultrapassada pela avicultura. Segundo os dados do Instituto Nacional de Estatística (INE), o número de efetivos suínos era superior a 2181 milhares em Portugal, no ano de 2023. A distribuição total do efetivo, por NUT II, evidencia uma concentração de efetivos nas regiões do Oeste e Vale do Tejo

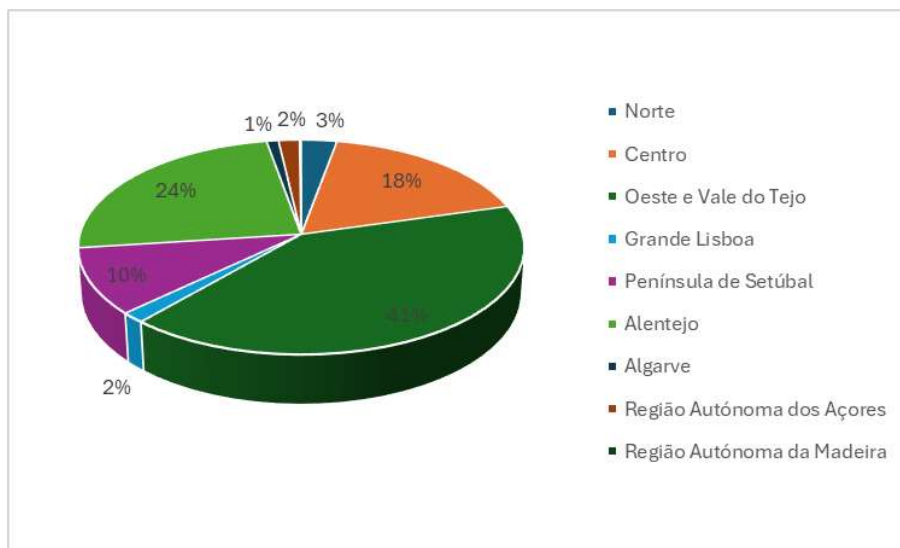
(41%), seguido do Alentejo (24%) e Centro (18%), conforme dados da tabela 1 e gráfico 1.

Tabela 1 - Efetivo suíno, por Unidade Territorial NUTS II, em Portugal

Localização geográfica	Efetivo suíno (milhares)
Norte	63
Centro	386
Oeste e Vale do Tejo	890
Grande Lisboa	34
Península de Setúbal	218
Alentejo	528
Algarve	21
Região Autónoma dos Açores	37
Região Autónoma da Madeira	3
Totais	2181

Fonte: INE, 2023

Gráfico 1 - Distribuição em percentagem, do efetivo de suínos, por NUT II, em Portugal



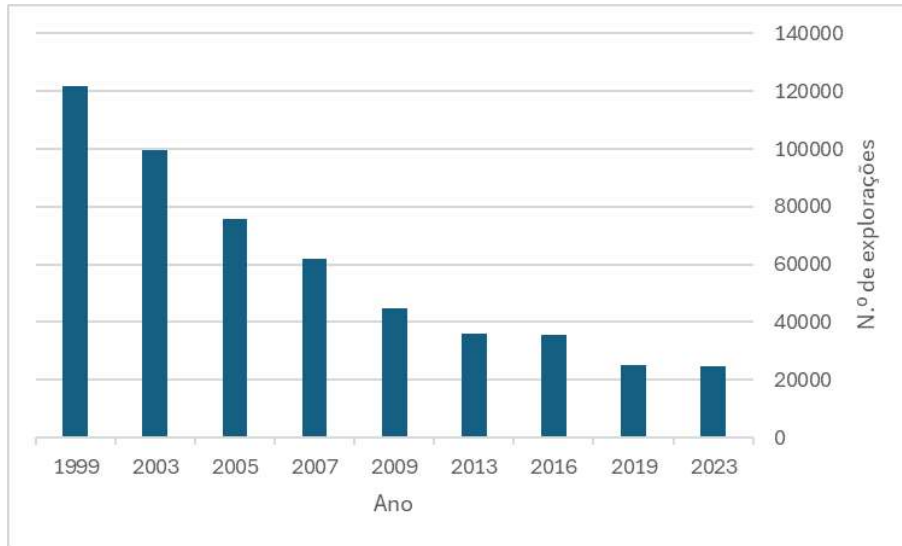
Fonte: INE, 2023

O efetivo concentra-se maioritariamente no Oeste e Vale do Tejo e no Alentejo.

O gráfico 2 reflete a diminuição de explorações que ocorreu no período compreendido entre 1999 e 2023. O setor foi alvo de uma reestruturação, tendo reduzido significativamente o número de explorações. No entanto, o efetivo atual

encontra-se aos níveis de 1999, ou até superior, sendo que as explorações atuais são de maior dimensão média.

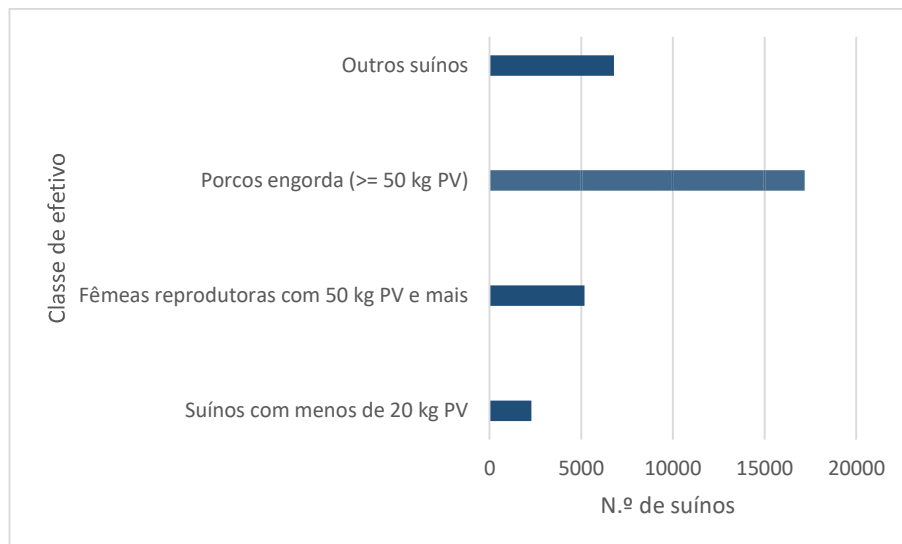
Gráfico 2 - Número de explorações de suínos, em Portugal



Fonte: INE

Refira-se ainda que, 69% das explorações têm porcos de engorda com mais de 50 Kg.

Gráfico 3 - Efetivo suíno por classe, em Portugal



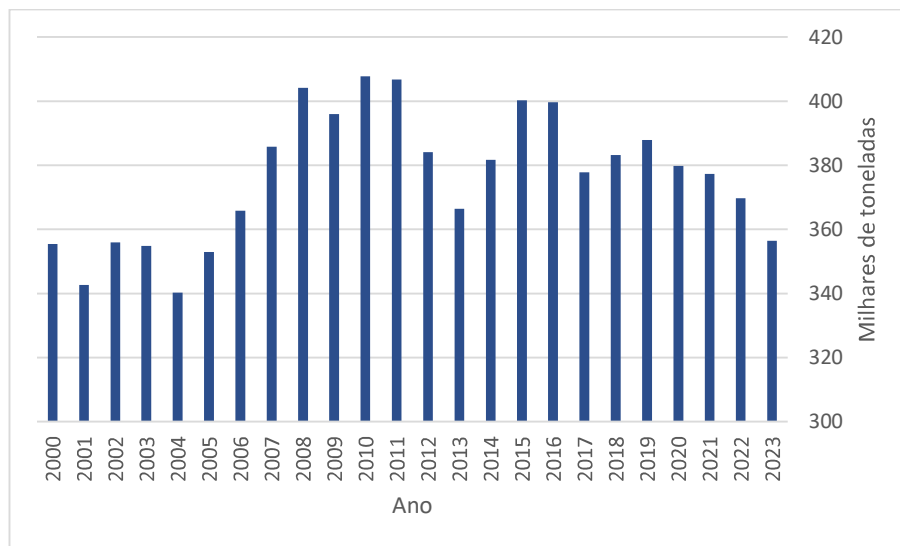
Fonte: INE, 2023

Em resumo, as explorações suinícolas atualmente apresentam um efetivo maior, com aumento do número de instalações em regime de produção intensiva e com predominância na produção de porcos de engorda.

1.1.1. Produção e Consumo de carne de suíno

De acordo com os dados publicados nas Estatísticas Agrícolas do INE, a produção de reses de suíno em 2023 foi de 356 mil toneladas, com reduções de 3,6% face a 2022 e de 5,6% face à média 2020-2022.

Gráfico 4 - Produção de carne de suíno em Portugal

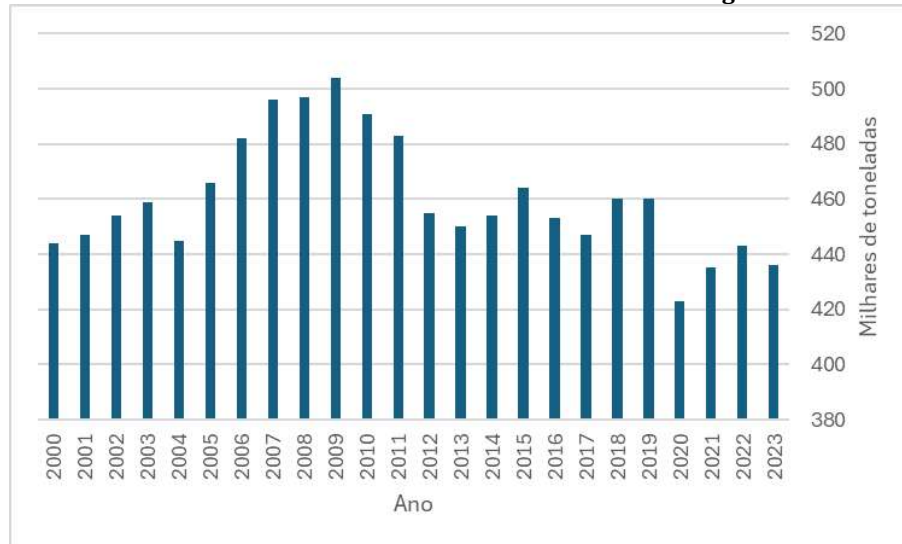


Fonte: INE

No ano de 2023 foram consumidas 436 mil toneladas de carne de suíno (-1,6% face a 2022) que corresponde a um consumo per capita de 41,7 kg por pessoa por ano. A carne de animais de capoeira foi a mais consumida (47,2 kg/habitante, com um aumento em relação a 2022 de 2 kg/habitante), seguida da carne de suíno.

Desde o ano de 2000 que o consumo de carne de porco tem tido oscilações. Nos anos 2007 a 2009 o consumo deste produto estava num nível elevado, tendo a partir dessa altura diminuído significativamente.

Gráfico 5 – Consumo de carne de suíno em Portugal



Fonte: INE

Em 2023 Portugal produziu 356 mil toneladas de carne de suíno, importou 201 mil toneladas e exportou 76 mil toneladas (Fonte: Portal Global AgriMar).

Apesar da tendência para a substituição das carnes vermelhas pelas carnes brancas e peixe, bem como a substituição de proteína animal por produtos de origem vegetal, o peso do setor suíno na produção animal mantém um lugar de destaque.

1.2. Impactos Ambientais da Criação Intensiva de Suínos

A atividade de produção intensiva de suínos pode contribuir para uma série de consequências ambientais negativas, nomeadamente contaminações das águas de superfície e das águas subterrâneas, acidificação, eutrofização, emissão de poluentes para a atmosfera, emissão de gases com efeito de estufa, emissão de odores e propagação de agentes patogénicos [1].

1.2.1. Emissões para o Ar

A tabela 2 apresenta o resumo das principais emissões para a atmosfera que decorrem da produção intensiva de suínos.

Tabela 2 - Emissões para o ar da produção intensiva de suínos

Emissão	Origem
Amoníaco (NH ₃)	Alojamento dos animais, armazenamento, processamento e espalhamento de estrume e chorume no solo
Odores	Alojamento dos animais, armazenamento e espalhamento no solo de estrume e chorume
Poeiras (bioaerossóis)	Alojamento dos animais, armazenamento e espalhamento de estrume e chorume no solo, aquecimento dos pavilhões e instalações de combustão
Metano (CH ₄)	Alojamento dos animais, armazenamento e processamento de estrume e chorume
Óxido Nitroso (N ₂ O)	Alojamento dos animais, armazenamento, processamento e espalhamento de estrume e chorume no solo
NO _x (NO+NO ₂)	Alojamento dos animais, armazenamento e espalhamento de estrume e chorume no solo, aquecimento dos pavilhões e instalações de combustão
Dióxido de Carbono (CO ₂)	Alojamento dos animais, energia utilizada para aquecimento e transporte na exploração e CO ₂ biogénico que pode ser emitido no campo

Fonte: BREF IRPP

De seguida, são destacadas as emissões que se revestem de maior importância.

1.2.1.1. Emissões de Amoníaco (NH₃)

As emissões de NH₃ dos chorumes decorrem, principalmente, da degradação da urina. Após excreção, a ureia da urina é rapidamente degradada e convertida em amoníaco (NH₃) e no ião amónio (NH₄⁺).

As emissões de NH₃ contribuem para a redução dos níveis de pH dos solos e das águas. A acidificação destes meios conduz à libertação de metais tóxicos, como o alumínio, e à lixiviação de nutrientes do solo, causando danos à flora e à fauna.

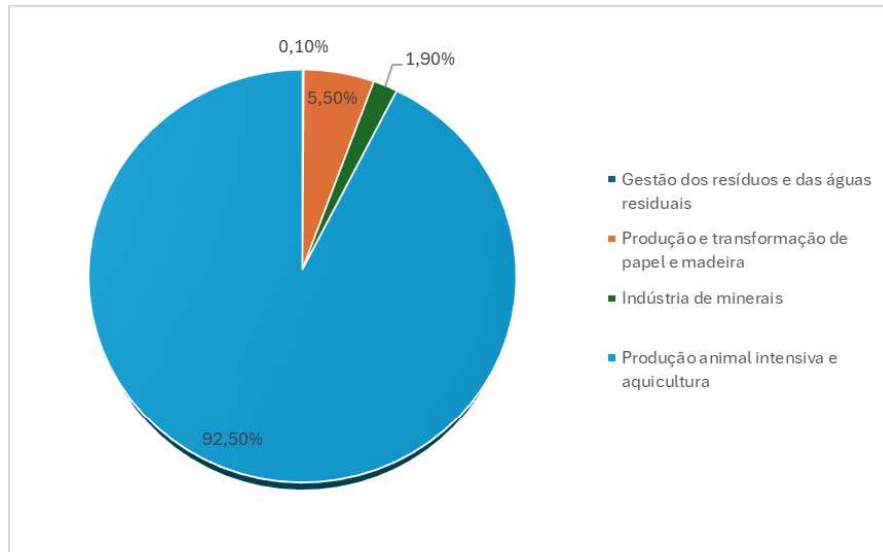
O NH₃ é um gás altamente reativo e solúvel. Ao reagir com as partículas da atmosfera, pode igualmente ser precursor da formação de partículas secundárias PM₁₀ e PM_{2,5}, partículas em suspensão com um diâmetro inferior a 10 micrómetros e a 2,5 micrómetros (partículas finas), que têm sido associadas a doenças e a mortes causadas por doenças cardíacas ou pulmonares.

As emissões de NH₃ ocorrem em todas as fases da gestão do estrume e chorume. Nos pavilhões de alojamento dos animais, o NH₃ é volatilizado a partir do estrume e emitido para o exterior através dos sistemas de ventilação.

O E-PRTR (European Pollutant Release and Transfer Register) relativo a 2023 mostra que a maior parte das emissões de NH₃ dos setores industriais abrangidos pelo E-PRTR provém da produção animal intensiva e aquicultura. Em Portugal, as

emissões de NH₃ reportadas neste âmbito, em 2023, totalizaram 9,13 kt, com um acréscimo de 25,9% em comparação com o nível de 2007, sendo que as emissões provenientes da produção animal intensiva corresponderam a 8,45 kt, representando 92,5% do total de emissões desse poluente, o que revela a importância da aplicação de medidas mitigadoras da emissão deste poluente na produção animal e em concreto no setor suínico.

Gráfico 6 – Emissões de amoníaco para o ar por setor E-PRTR, em Portugal, no ano de 2023



Fonte: European Industrial Emissions Portal
<https://industry.eea.europa.eu/analyse/releases>

As instalações pecuárias, juntamente com a aplicação de efluentes pecuários no solo, constituem uma das mais importantes fontes de emissões de NH₃ provenientes da atividade agrícola [2].

De acordo com o Inventário Nacional Informativo de Emissões (“National Informative Inventory Report”) elaborado pela APA [3], no ano de 2022 as emissões de NH₃ provenientes da agricultura totalizaram 50.61 kt, correspondendo a 91.06% das emissões nacionais de NH₃, sendo 6% provenientes da produção de suínos.

Na produção de um quilo de carne suína, as emissões médias de NH₃ são de 0,012 kg por kg de carcaça, correspondendo a uma média de 1,3 kg por suíno [4].

1.2.1.2. Emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE)

Os GEE têm um efeito no aquecimento global em função do seu potencial de retenção de calor na atmosfera. O metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) são os GEE com maior impacto associados à criação intensiva de animais. O chorume armazenado em lagoas, decompõe-se anaerobicamente e pode produzir uma quantidade significativa de CH_4 . O estrume armazenado em pilhas ou aplicado no solo, tende a decompor-se em condições mais aeróbicas sendo produzido menos CH_4 . A maior parte do N_2O produzido na pecuária ocorre através da transformação microbiológica do azoto, o que envolve processos de nitrificação e desnitrificação. Para que a desnitrificação ocorra, são necessárias condições anaeróbicas, enquanto a nitrificação ocorre em condições aeróbicas [1].

De acordo com o Inventário Nacional de Emissões 2024 [5], o GEE com maior representatividade é o dióxido de carbono (CO_2), com cerca de 72% do total das emissões nacionais, situação que está relacionada com a importância do setor da energia em Portugal e a predominância das emissões deste gás como resultado da queima de combustíveis fósseis. O CH_4 (18%) e o N_2O (6%) têm origem principalmente nos setores da agricultura e dos resíduos. Em 2022, as emissões de GEE do setor agrícola representaram 12,3% das emissões totais de GEE em Portugal, contabilizando 8228 kt de CO_2 equivalente. A contribuição de cada emissão de gases com efeito de estufa para as emissões totais da agricultura foi de 72,0% de emissões de CH_4 , 27,6% de emissões de N_2O e 0,4% emissões de CO_2 . No setor agrícola, a fermentação entérica contribuiu com 80,2% das emissões de CH_4 (2,3% associadas aos suínos), enquanto a gestão dos efluentes pecuários foi responsável por 16,6% das emissões de CH_4 (55,63% associado aos suínos) e de 10,5% das emissões de N_2O (3,3% oriundos de suínos).

As emissões de CH_4 provenientes da fermentação entérica nos animais resultam da produção deste gás como subproduto durante o processo de digestão dos hidratos de carbono pelos microrganismos do sistema digestivo. As emissões de CH_4 provenientes da gestão dos efluentes pecuários ocorrem quando o material orgânico que contém, se decompõe durante o armazenamento ou tratamento, em ambientes anaeróbicos, pela ação de bactérias metanogénicas [6].

Parte do azoto contido nos efluentes pecuários, é emitido sob a forma de N_2O antes da sua aplicação no solo, nomeadamente no seu armazenamento, em consequência dos processos de nitrificação-desnitrificação que afetam o azoto amoniacal [6].

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), através da publicação de guia [6] disponível no sítio da internet (https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf) fornece diretrizes de orientação sobre os métodos para estimar as emissões de CH_4 provenientes da fermentação entérica e de emissões de CH_4 e de NO_2 provenientes da gestão dos efluentes pecuários.

1.2.1.3. Odores

As principais causas dos odores libertados dos efluentes pecuários estão associadas à forma como se efetua o seu armazenamento e a sua aplicação no solo. Os odores são produzidos no processo de degradação microbiológica do efluente pecuário e contêm uma complexa mistura de vários compostos.

Os compostos geradores de odores são geralmente os produtos finais ou intermédios da degradação fermentativa de substâncias contidas nas fezes e na urina (principalmente de proteínas e hidratos de carbono fermentescíveis) por bactérias anaeróbias. Como resultado da degradação das proteínas são gerados odores que, de acordo com a literatura científica, são classificados em quatro grupos principais de compostos químicos: ácidos gordos voláteis, indóis e fenóis, amoníaco e aminas voláteis, e compostos voláteis contendo enxofre [7].

1.2.2. Emissões para o Solo e para a Água

A valorização agrícola dos efluentes pecuários, através do espalhamento no solo, é a principal atividade responsável pelas emissões de azoto e fósforo no solo, águas subterrâneas e águas superficiais. No entanto, outros contaminantes, como metais pesados (cobre e zinco), microrganismos patogénicos e produtos farmacêuticos presentes no estrume e chorume podem causar efeitos negativos no longo prazo. No subcapítulo seguinte, salientam-se as emissões de azoto e fósforo.

1.2.2.1. Azoto e Fósforo

Quando o efluente pecuário é aplicado no solo podem ocorrer várias formas de libertação do azoto. As perdas gasosas de azoto para a atmosfera, ocorrem na forma de NH_3 e N_2O . O impacto dessas perdas depende do tipo de solo, da temperatura e da técnica de aplicação. No solo, o azoto é lixiviado ou sujeito a escorrência superficial para as massas de água sob a forma nitrato (NO_3^-). Os nitratos são sais extremamente solúveis em água e o íon NO_3^- , que os constitui, não é suscetível de ser retido, na maioria dos solos, em consequência do seu fraco poder de adsorção (retenção) no complexo coloidal do solo e por não formar compostos insolúveis. Daí a grande mobilidade de que é dotado e, por isso, é facilmente arrastado para as camadas mais profundas do solo pelas águas de percolação (lixiviação dos nitratos) mas também pelas águas de escoamento superficial. O enriquecimento das águas em NO_3^- provoca uma aceleração do crescimento de algas e plantas superiores, ocasionando uma perturbação indesejável do equilíbrio dos organismos presentes na água e da qualidade das águas em causa (eutrofização) [8].

A lixiviação de azoto presente nos efluentes pecuários ocorre especialmente por percolação através das camadas do solo quando é aplicado nos campos de forma aleatória, sem se basear em normas e em planeamento da fertilização, ou quando é feito o espalhamento em solos sem culturas, e em períodos em que os nutrientes não são absorvidos pelas culturas. Para minimizar a lixiviação de azoto, o efluente pecuário deve ser aplicado nos campos durante a primavera e o início do verão, quando as culturas necessitam dos nutrientes e fora dos períodos de ocorrência de precipitação [8].

Nos efluentes pecuários, o fósforo está presente na matéria orgânica, necessitando de ser mineralizado em ortofosfato (forma dissolvida e reativa) para poder ser utilizado pelas plantas. A forma dissolvida do fósforo pode ser arrastada por escorrências superficiais. O principal efeito do aumento da concentração de fósforo nas águas superficiais é a eutrofização [8].

O chorume de suínos, pode contribuir para o enriquecimento a curto prazo dos solos com este elemento, devido às significativas quantidades de fósforo que contém. As aplicações de efluentes pecuários que cumprem a carga de azoto permitida pela

Diretiva Nitratos [14] (máximo de 170 kg N/ha por ano) normalmente proporcionam um excesso de fertilização com fósforo [9].

De acordo com os dados divulgados no Relatório do Estado do Ambiente (REA) de 2024 [10] relativamente ao balanço de nutrientes, o balanço do azoto apresentou, em 2022, uma evolução favorável quer em relação ao ano anterior, com uma redução de 14,9%, quer nos últimos cinco anos, com uma redução de 25,2%. No mesmo ano, o balanço do fósforo evidenciou uma evolução desfavorável em relação ao ano anterior, com um aumento de 24,7%, mas relativamente aos últimos cinco anos a evolução foi favorável, com uma redução de 38,5%, o mesmo sucedendo no total do período de 1995 a 2022, com um decréscimo de 72%.

O balanço bruto de nutrientes é um indicador de tendência que identifica a ameaça potencial de excesso ou défice de azoto e do fósforo à superfície do solo. Resulta da diferença entre a incorporação destes nutrientes no solo e a sua remoção pelas culturas, fornecendo informação sobre a inter-relação entre o uso sustentável dos recursos nutricionais do solo, o uso de fertilizantes agrícolas (inorgânicos e orgânicos) e as respetivas perdas para o ambiente.

De acordo com o mesmo relatório, as reduções suprarreferidas apontam para o efeito do incremento da adoção de boas práticas com impacte na aplicação de azoto e de fósforo, apoiadas pelo Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020 (PDR2020).

1.3. Enquadramento Legal

1.3.1. Gestão de Efluentes Pecuários

A Portaria n.º 79/2022, de 3 de fevereiro [11], define o regime aplicável à gestão de efluentes pecuários, revogando as Portarias n.ºs 631/2009, de 9 de junho, e 114-A/2011, de 23 de março, estabelecendo as normas regulamentares aplicáveis à gestão sustentável dos efluentes pecuários e as normas técnicas a observar no âmbito do processo de licenciamento das atividades complementares de gestão de efluentes pecuários anexas a explorações pecuárias ou agropecuárias, ou autónomas, quando se tratar de unidades de compostagem, de unidades

intermédias, de unidades de produção de biogás ou de estações de tratamento de efluentes pecuários, bem como das explorações agrícolas e agropecuárias que sejam valorizadoras de efluentes pecuários.

A estratégia de gestão de efluentes pecuários preconizada na mencionada Portaria está alinhada com os objetivos da economia circular e com a Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais (ENEAPAI). Conforme disposto no n.º 1 do artigo 6.º da Portaria, o operador deve assegurar que os efluentes pecuários apenas sejam encaminhados, para os usos infra elencados, respeitando, a seguinte hierarquia:

- a) Utilização preferencial, pelo próprio ou mediante transporte para terceiros para efeitos de valorização agrícola;
- b) Valorização orgânica em unidades de compostagem ou Valorização orgânica e energética em unidades de biogás;
- c) Valorização Energética (Instalações de coíncineração, incineração e de combustão);
- d) Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR);
- e) Aterro.

A mencionada hierarquização privilegia os destinos que promovam a valorização da matéria orgânica, dos nutrientes e da água dos efluentes pecuários.

A valorização agrícola de efluentes pecuários é o destino que está mais alinhado com os princípios da economia circular, pois proporciona uma maior otimização na utilização dos recursos (efluentes pecuários), atendendo a que é extraído mais valor a partir destes, através da reciclagem da matéria orgânica e de nutrientes (fósforo e azoto), e da reutilização da água. Essa otimização vai permitir uma maior eficiência na utilização dos efluentes pecuários e, por conseguinte, levar a uma menor extração de recursos minerais para a produção de adubos minerais, sintéticos, promovendo um menor consumo de recursos naturais não renováveis.

De referir que de acordo com a alínea tt) do artigo 2.º da mencionada Portaria, a valorização agrícola de efluentes pecuários é a aplicação ao solo agrícola dos efluentes pecuários, transformados ou não, com o objetivo de manter ou melhorar a

sua fertilidade, devidamente enquadrada num plano de fertilização da exploração agrícola, de forma a promover a nutrição adequada das culturas, tendo ainda em consideração que na sua aplicação devem ser adotadas medidas para minimizar os riscos para o homem, os animais e o ambiente.

Em Portugal, há necessidade de reforçar a adoção de destinos que promovam a introdução da matéria orgânica no solo, atendendo a que os solos portugueses são genericamente pobres em matéria orgânica.

No entanto, é preciso conjugar os locais de produção de efluentes agropecuários e os locais de aplicação no solo, o que nem sempre se afigura fácil, por isso, o encaminhamento do efluente pecuário para outras soluções de valorização, individuais ou coletivas, que se venham a revelar técnica, económica e ambientalmente adequadas e ajustadas e que assegurem um modelo de exploração otimizado e de gestão sustentável, também se encontram previstas.

1.3.2. Instrumentos de Gestão e Proteção

1.3.2.1. Prevenção das Emissões de Amoníaco para a Atmosfera

A Diretiva (UE) 2016/2284, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 14 de dezembro de 2016 [12] – Diretiva Tetos - relativa à redução das emissões nacionais de certos poluentes atmosféricos, determina que os Estados-Membros elaborem um código consultivo nacional de boas práticas agrícolas, para controlar as emissões de amoníaco. O Decreto-Lei n.º 84/2018 de 23 de outubro [13], que transpõe para a ordem jurídica nacional aquela Diretiva, fixa os compromissos nacionais de redução de emissões de determinados poluentes atmosféricos para 2020 e 2030, designadamente de NH₃, e estabelece, igualmente, a obrigatoriedade de se elaborar o mencionado código.

Nesse contexto foi publicado o Código de Boas Práticas Agrícolas para a Redução de Emissões de Amoníaco [8], com o objetivo da adoção de medidas que assegurem o controlo das emissões de NH₃. O referido código apresenta um conjunto de boas práticas agrícolas que se estima que, caso sejam aplicadas, possam reduzir 10 a 30% das emissões de NH₃ a partir de uma fonte emissora, nomeadamente através de

medidas a aplicar no contexto de estratégias nutricionais na alimentação animal, das instalações de alojamento dos animais, das infraestruturas de armazenamento de efluentes pecuários, das técnicas da sua aplicação no solo e da utilização de adubos minerais.

O Relatório do Estado do Ambiente (REA) de 2024 [10] reporta que, relativamente aos compromissos de redução estabelecidos para 2020 e 2030, se verifica, em 2022, que as emissões totais de NH₃ ultrapassaram em 2kt o valor estabelecido para 2020, e deverão reduzir mais 7 kt até 2030, para se poder alcançar o compromisso de redução estabelecido.

Sendo as emissões de NH₃ resultantes da valorização agrícola dos efluentes pecuários uma parte significativa do total de emissões de NH₃ do setor agrícola, as técnicas de aplicação do chorume no solo que minimizam a área de exposição ao ar e promovem a sua infiltração no solo, a diluição dos chorumes para diminuição do teor de matéria seca, a acidificação (a redução do valor do pH dos chorumes para níveis de 5,5 – 6,0 é normalmente suficiente para garantir a redução das emissões de NH₃ em cerca 50%), bem como as técnicas para redução das emissões de amoníaco provenientes do armazenamento de chorumes que minimizam as trocas gasosas entre o chorume e o ar, são soluções que se preconizam para atingir os objetivos de redução [8].

1.3.2.2. Prevenção da Poluição das Massas de Água com Nitratos e Fosfatos

A Diretiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de dezembro (Diretiva Nitratos) [14] relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, objetiva reduzir a poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola e impedir a propagação da referida poluição. O Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de setembro [15] (alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de março) transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva Nitratos, com o fim de proteger a saúde humana, os recursos vivos, os sistemas aquáticos e salvaguardar outras utilizações legítimas da água, tendo como um dos principais princípios controlar a eficácia de aplicação dos Programas de Ação para as Zonas Vulneráveis (ZV).

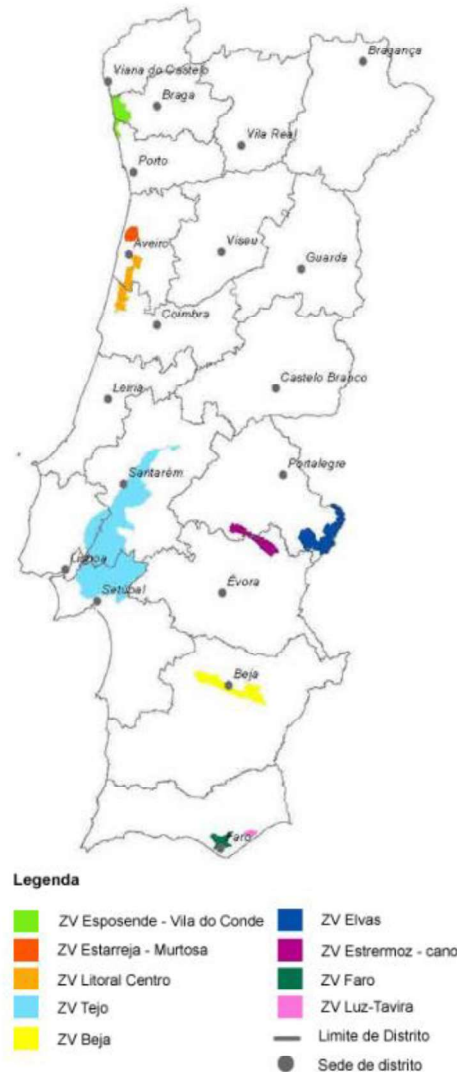
Em Portugal, os teores de nitratos nas águas são já preocupantes em algumas zonas, tendo sido declaradas, nove ZV em Portugal Continental e oito nos Açores, onde o teor de nitratos nas águas é superior ao admissível para consumo humano (50 mg/l de NO₃) ou está em vias de o ser ou existe um risco acentuado de eutrofização de massas de água superficiais. Nestas zonas, a aplicação de fertilizantes contendo azoto é condicionada, obrigando os produtores a cumprir um conjunto de regras indicadas no Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA), (Despacho n.º 1230/2018, de 5 de fevereiro [16]), para a proteção das águas contra a poluição com nitratos e fosfatos de origem agrícola, sendo nele feito referência a um conjunto de boas práticas para a aplicação de fertilizantes azotados e fosfatados, a fim de prevenir a eutrofização das massas de água superficiais.

A aplicação das disposições do CBPA [16] tem cariz obrigatório nas Zonas Vulneráveis designadas, e fora destas zonas a aplicação pelos agricultores é voluntária.

As ZV, são as áreas que drenam para as águas poluídas ou suscetíveis de serem poluídas por nitratos e onde se praticam atividades agrícolas que possam contribuir para a poluição das mesmas.

As nove ZV do Continente foram publicadas pela Portaria n.º 164/2010, de 16 de março [17], tendo as seguintes designações de norte para sul: Esposende - Vila do Conde, Estarreja - Murtosa, Litoral Centro, Tejo, Beja, Elvas, Estremoz - Cano, Faro e Luz de Tavira, ilustradas na figura 1. Com uma área total de 4011,07 km², correspondem a cerca de 4,5% da área do território nacional.

Figura 1 - Zonas vulneráveis em território continental



Fonte: <https://www.dgadr.gov.pt/diretiva-nitratos/zonas-vulneraveis>

Verifica-se que no distrito de Portalegre estão identificadas duas ZV – a ZV de Elvas, abrangendo uma área de 404,49 km², que integra parte dos concelhos de Elvas, Vila Viçosa e Campo Maior (Sistema aquífero — Elvas -Campo Maior e Elvas-Vila Boim), e a ZV de Estremoz – Cano, com uma área de 207,07 km² nos concelhos de Sousel e Estremoz (Sistema Aquífero — Estremoz-Cano). No distrito de Beja encontra-se identificada uma ZV – a ZV Beja, com uma área de 328,6 km², integrando parte dos concelhos de Ferreira do Alentejo, Beja e Serpa (Sistema aquífero — Gabros de Beja).

A Portaria n.º 259/2012, de 28 de agosto [18], estabelece o Programa de Ação para as ZV de Portugal continental, sendo de aplicação obrigatória nessas zonas e do qual consta nomeadamente, no que respeita à gestão dos efluentes pecuários:

- Os períodos em que é proibida a aplicação dos efluentes pecuários no solo;
- O dimensionamento e características das infraestruturas de armazenamento de efluentes pecuários;
- O tempo de armazenamento máximo;
- As técnicas que devem ser adotadas para a aplicação dos efluentes pecuários no solo;
- As quantidades máximas permissíveis de aplicação de fertilizantes no solo, compatíveis com a boa prática agrícola e tendo em conta as características da zona vulnerável em questão;
- A obrigação do cumprimento do Código de Boas Práticas Agrícola.

1.3.2.2.1. Restrições à valorização orgânica dos efluentes pecuários

A Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, Diretiva-Quadro da Água (DQA) [19], transposta para a ordem jurídica nacional pela Lei da Água (alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho) e por legislação complementar, estabelece o enquadramento para a gestão sustentável da água, destacando-se como principal objetivo ambiental o de alcançar o bom estado de todas as massas de águas superficiais e subterrâneas.

Os objetivos ambientais da DQA e da Lei da Água devem ser prosseguidos através da aplicação de programas de medidas especificados nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH). Estes planos constituem instrumentos de planeamento dos recursos hídricos e visam a gestão, a proteção e a valorização ambiental, social e económica das águas ao nível das bacias hidrográficas integradas numa determinada região hidrográfica. À data, encontram-se em vigor os planos de gestão do 3.º ciclo de planeamento (2022-2027) das oito Regiões Hidrográficas.

A Administração da Região Hidrográfica do Tejo e Oeste (ARH Tejo e Oeste) e a Administração da Região Hidrográfica do Alentejo (ARH Alentejo) elaboraram um

documento orientador “Condicionantes a respeitar na valorização agrícola de efluentes pecuários para a salvaguarda dos recursos hídricos” [21] que visa compatibilizar a proteção e a valorização dos recursos hídricos e o cumprimento dos objetivos ambientais estabelecidos nos PGRH do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5), Sado e Mira (RH6) e Guadiana (RH7), nomeadamente atingir o estado “Bom” das massas de água, com a manutenção de condições para o desenvolvimento das atividades agrícolas e pecuárias.

O documento define um conjunto de orientações que norteiam os pareceres a emitir por estas ARH, contribuindo para a concretização da Medida "Respeitar as normas definidas para a valorização agrícola de efluentes pecuários (adotar boas práticas de fertilização com efluentes pecuários)", que integra os Programas de Medidas dos respetivos PGRH. No documento encontram-se enumeradas as zonas com interdição à valorização agrícola de efluentes pecuários.

De referir a interdição nas massas de água cársicas, que devido à sua natureza carbonatada, são muito vulneráveis à poluição, dado apresentarem uma escassa capacidade de filtração, adsorção e absorção de que resulta um rápido transporte dos contaminantes. Desta forma, na região Alentejo, encontra-se interdita a valorização agrícola dos efluentes pecuários nas massas de água: Escusa, Monforte-Alter do Chão, Estremoz-Cano, Elvas-Vila Boim, Moura-Ficalho, Viana-Alvito, Sines zona norte e zona sul. Assinala-se também as massas de água classificadas com o estado “Medíocre”: Paço, Elvas-Campo Maior, Gabros de Beja e Estremoz-Cano. De acordo com a análise efetuada, o nitrato é o parâmetro responsável, encontrando-se associado principalmente à pressão provocada pelas atividades agrícolas.

A pressão associada à valorização agrícola de efluentes pecuários traduz-se principalmente no enriquecimento em nutrientes, nomeadamente azoto e fósforo, das massas de água superficiais nas áreas em que essa valorização é realizada, mas também em Cobre, Crómio e Zinco, poluentes específicos, e em Cádmio, Chumbo, Mercúrio e Níquel, substâncias prioritárias, podendo comprometer que sejam atingidos os objetivos ambientais dessas massas de água, em particular o “Bom” estado.

Conforme dados divulgados no REA 2024 [10], relativos à pressão sobre os recursos hídricos, as cargas provenientes da pecuária apresentaram valores de azoto significativos, mas também de fósforo.

De acordo com o relatório quadrienal do período de 2016-2019, que visa dar cumprimento às obrigações decorrentes da implementação da Diretiva Nitratos [14], e fazendo no presente documento apenas referência aos distritos de Portalegre e Beja, na ZV de Estremoz-Cano, a concentração de nitratos apresenta uma ligeira melhoria nesse período, nomeadamente nos valores máximos registados e acresce-se que, sendo as características hidrogeológicas favoráveis, uma vez que se trata de um aquífero cársico, é expectável que nos próximos anos se continue a registar uma melhoria da qualidade da água. Na ZV de Elvas, considera-se que a concentração de nitratos se mantém preocupante, havendo uma tendência de subida do ião nitrato na água, contrariando a evolução favorável que parecia estar a acontecer na avaliação do relatório anterior (período 2012-2015). Na ZV de Beja, a concentração de nitratos mantém-se preocupante.

1.4. Instrumentos de Avaliação e Gestão Ambiental

Os instrumentos de avaliação e gestão ambiental têm como objetivo a proteção do ambiente e da qualidade de vida dos cidadãos, através da regulamentação de determinadas atividades económicas, minimizando a poluição associada e promovendo o uso eficiente dos recursos.

Estes instrumentos têm um papel importante na implementação de medidas de minimização dos impactes ambientais negativos associados ao funcionamento das atividades, ao definir limites para emissões poluentes para o ar, água e solo, nomeadamente os regimes da Prevenção e Controlo integrados da Poluição, do Licenciamento Único de Ambiente, da Responsabilidade ambiental e as ações ao nível da Prevenção da contaminação e remediação dos solos. Na fase de desenvolvimento de projetos, e tendo em vista uma decisão sobre a sua viabilidade da execução, a Avaliação de Impacte Ambiental garante o estudo de alternativas e dos seus potenciais efeitos ambientais e das medidas que evitem, minimizem ou compensem esses efeitos.

1.4.1. Avaliação de Impacto Ambiental

A Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) é um instrumento de carácter preventivo da política de ambiente que garante que são estudados e avaliados os potenciais efeitos no ambiente de determinados projetos.

Esta avaliação tem como objetivos:

- Avaliar, de forma integrada, os possíveis impactes ambientais significativos, diretos e indiretos, da execução dos projetos e das suas alternativas, tendo em vista suportar a decisão sobre a viabilidade ambiental dos mesmos;
- Definir medidas para evitar, minimizar ou compensar esses impactes, promovendo decisões ambientalmente sustentáveis;
- Instituir um processo de verificação, a posteriori, da eficácia das medidas adotadas, designadamente, através da monitorização dos efeitos dos projetos avaliados;
- Garantir a participação pública e a consulta dos interessados na formação de decisões que lhes digam respeito, privilegiando o diálogo e o consenso no desempenho da função administrativa.

O regime jurídico de AIA (RJAIA) aplica-se a todos os projetos suscetíveis de provocar impactes significativos no ambiente. Para tal define à partida um conjunto de tipologias de projeto, elencadas nos anexos I e II do Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro, na sua redação atual [22]. Para as várias tipologias de projetos estão fixados limiares e critérios para sujeição obrigatória a procedimento de AIA. Estes limiares e critérios são, na generalidade, mais exigentes para projetos que afetem, total ou parcialmente, área sensível (de acordo com o artigo 2.º do RJAIA são áreas sensíveis as áreas protegidas, sítios de Rede Natura, zonas de proteção de património classificado ou em vias de classificação, entre outras).

Não obstante, qualquer projeto, mesmo não correspondendo a nenhuma das tipologias de projeto previstas nos anexos I e II, ou não atingindo os limiares definidos nesses mesmos anexos, pode ainda assim ser sujeito a AIA se, em função da sua localização, dimensão ou natureza, for considerado como suscetível de provocar um impacte significativo no ambiente.

As instalações para criação intensiva de suínos encontram-se sujeitas a procedimento obrigatório de AIA quando enquadradas nas tipologias, com espaço para mais de 3000 porcos de produção (+30 kg) e 900 porcas reprodutoras (alínea c) e d) do n.º 23 do anexo I).

No caso de se situarem em áreas sensíveis, conforme conceito definido no artigo 2.º, suínos encontram-se sujeitas a procedimento obrigatório de AIA quando possuem espaço superior ou igual a 1000 porcos de produção (+30 kg) e 300 porcas reprodutoras (alínea e) do n.º 1 do anexo II).

Do procedimento de AIA resulta a emissão de uma Declaração de Impacte Ambiental (DIA) que corresponde à decisão sobre a viabilidade ambiental de um projeto. Quando a DIA é favorável condicionada, esta fixa as condições a adotar ao longo das várias fases de desenvolvimento do projeto, que podem incluir, conforme aplicável, as condicionantes à realização do projeto, os elementos a apresentar, as medidas de minimização e de compensação dos impactes ambientais negativos, bem como de potenciação dos impactes positivos, ou os programas de monitorização a adotar.

A autoridade de AIA, poderá ser a APA ou as Comissões de Coordenação do Desenvolvimento Regional (CCDR), de acordo com a tipificação do projeto.

As DIA emitidas podem ser consultadas no site SIAIA (siaia.apambiente.pt/AIA_Consulta.aspx).

1.4.2. Prevenção e Controlo Integrados da Poluição

A Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (PCIP) é um regime que adota uma abordagem integrada definindo regras para evitar ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos em determinadas atividades. Pretende-se com este regime alcançar um elevado nível de proteção do ambiente usando as melhores técnicas disponíveis nos diferentes setores de atividade.

O Decreto-Lei n.º 127/2013, de 30 de agosto [23], transpõe para o direito nacional a Diretiva relativa às Emissões Industriais (Diretiva DEI), Diretiva 2010/75/EU [24], e estabelece o Regime de Emissões Industriais (REI), aplicável à PCIP, encontrando-se abrangidas as atividades enumeradas no anexo I deste diploma.

Este regime aplica-se a atividades com potencial de poluição significativo, dada a sua natureza e a capacidade de produção das instalações associadas. Assim, o funcionamento das instalações onde se desenvolvem atividades PCIP está condicionado à obtenção de uma Licença Ambiental (LA) inscrita no Título Único Ambiental (TUA).

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) é a autoridade competente para a emissão da LA atribuída ao operador de uma instalação PCIP.

No que respeita às suiniculturas, encontram-se sujeitas a licenciamento ambiental na categoria 6.6 do anexo I do diploma REI [23], as seguintes instalações:

- Instalações para a criação intensiva de suínos, com mais de 2000 lugares para porcos de produção (de mais de 30 kg) (categoria 6.6 b) do anexo I);
- Instalações para a criação intensiva de suínos com mais de 750 lugares para porcas (categoria 6.6 c) do anexo I).

As LA/TUA emitidos no continente e regiões autónomas podem ser consultadas no site da APA (<https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/licencas-ambientaistua>). Verifica-se que foram emitidas 86 LA/TUA para a atividade de criação intensiva de suínos, em Portugal Continental.

A LA tem em consideração os documentos de referência sobre as Melhores Técnicas Disponíveis (MTD) para os setores de atividade abrangidos pelo Diploma REI [23] e inclui todas as medidas necessárias a fim de assegurar um nível elevado de proteção do ambiente no seu todo.

1.4.2.1. Melhores Técnicas Disponíveis para a redução de emissões nas suiniculturas

O regime PCIP determina a implementação das MTD. São consideradas MTD as práticas (que incluem procedimentos/técnicas e tecnologias/equipamentos) mais eficazes em termos ambientais, evitando ou reduzindo as emissões e o impacto no ambiente da atividade que possam ser aplicadas em condições técnica e economicamente viáveis.

As MTD para os vários setores de atividade abrangidos, são definidas por um painel europeu de especialistas que inclui peritos indicados pelos vários estados-membros, e representantes da indústria europeia e das organizações não governamentais de ambiente. As MTD são divulgadas através de documentos conhecidos como BREF "*Best Available Techniques Reference Documents*". Atualmente estão adotados 33 BREF sendo que 28 correspondem a BREF sectoriais. Existem ainda 5 BREF horizontais de aplicação na maior parte das atividades (Refrigeração, Monitorização, Armazenamento, Efeitos Económicos e Conflitos Ambientais, Técnicas de Eficiência Energética). Os BREF podem ser consultados no site da Comissão Europeia (<https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>).

O documento de referência intitulado "Criação intensiva de aves de capoeira ou de suínos" [1], diz respeito às atividades especificadas na secção 6.6 do anexo I da Diretiva DEI [24], que tem correspondência com as atividades na categoria 6.6 do anexo I do diploma REI [23], referidas anteriormente.

Em particular, este documento abrange os seguintes processos e atividades nas explorações agrícolas:

- Gestão nutricional de aves de capoeira e suínos;
- Preparação dos alimentos para animais (moagem, mistura e armazenamento);
- Criação (alojamento) de aves de capoeira e de suínos;
- Recolha e armazenamento de efluentes pecuários;
- Transformação dos efluentes pecuários;
- Espalhamento de efluentes pecuários no solo.

As técnicas destinadas a reduzir as emissões das suiniculturas centram-se principalmente nas emissões de amoníaco para a atmosfera e no azoto total e no fósforo total excretados.

Na sequência da elaboração do documento de referência supracitado, foi publicada a Decisão de Execução (UE) 2017/302 da Comissão, de 15 de fevereiro de 2017 [25], que estabelece conclusões relativas às MTD para a criação intensiva de aves de capoeira ou de suínos, nos termos do n.º 6 do artigo 13 da Diretiva DEI [24].

As conclusões relativas às MTD constantes nessa Decisão, consubstanciam o elemento fundamental do documento de referência. Constituem a base para a definição dos valores-limite de emissões (VLE) e de outras condições de licenciamento, com vista a evitar e, quando tal não seja possível, a reduzir as emissões e o impacto no ambiente no seu todo. Os VLE não devem exceder os valores de emissão associados à adoção de melhores técnicas disponíveis (VEA-MTD) estabelecidas na Decisão de Execução.

De referir que a técnica de digestão anaeróbia configura uma técnica preconizada nas conclusões relativas às MTD para a criação intensiva de aves de capoeira ou de suínos, utilizada a fim de evitar ou reduzir as emissões de odores e/ou o impacto de uma exploração em termos de odores (MTD 13f.) e a fim de reduzir as emissões de azoto, fósforo, odores e agentes patogénicos microbianos para o ar e para a água e facilitar o armazenamento de estrume e/ou o seu espalhamento no solo (MTD 19b.) [25].

1.4.3.Registo de Emissões e Transferência de Poluentes

A sigla PRTR significa "*Pollutant Release and Transfer Register*", em português "Registo de Emissões e Transferências de Poluentes".

O PRTR é uma base de dados ou inventário de substâncias químicas e/ou poluentes potencialmente perigosos, libertados por alguns tipos de estabelecimentos industriais, para o ar, a água e o solo e resíduos transferidos para fora do local, para valorização ou eliminação.

São obrigações dos operadores de estabelecimentos PRTR, comunicar os valores anuais de emissões e transferências de poluentes e resíduos, através do preenchimento e submissão online de formulário disponibilizado pela APA para o efeito.

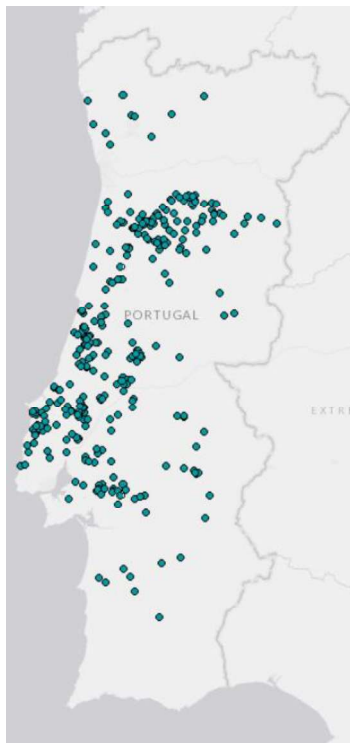
São obrigações da APA (na qualidade de autoridade nacional PRTR) elaborar e manter o PRTR e comunicar os dados PRTR nacionais à Comissão Europeia.

Os operadores que exercem a atividade de produção animal intensiva em instalações para criação intensiva de suínos com capacidade para 2000 ou mais porcos de engorda (de mais de 30 kg) ou com capacidade para 750 ou mais fêmeas,

encontram-se abrangidos pelo PRTR, ao abrigo do n.º a do artigo 5.º do Decreto-Lei n.º 127/2008 de 21 de julho, na sua atual redação [26].

A imagem da figura 2 mostra a localização das instalações nacionais de produção animal intensiva (composta pelas instalações para criação intensiva de aves de capoeira e de suínos) que reportaram os valores anuais de emissões e transferências de poluentes e resíduos através do formulário PRTR relativo ao ano de 2023 e na figura 3 apresenta-se o detalhe do mapa referente à região do Alentejo.

Figura 2 - Mapa com as instalações de produção animal intensiva (2023)



Fonte: <https://industry.eea.europa.eu/explore/explore-data-map/map>

Figura 3 - Mapa da região Alentejo com as instalações de produção animal intensiva (2023)



Fonte: <https://industry.eea.europa.eu/explore/explore-data-map/map>

Os limiares de abrangência no diploma PRTR neste setor de atividade são os mesmos para a abrangência no regime PCIP, logo as instalações que se observam na figura 3, são as instalações de criação intensiva de aves de capoeira e de suínos existentes no Alentejo. Das instalações que se visualizam na figura 3, duas são instalações de criação intensiva de aves de capoeira, sendo as restantes 27 de criação intensiva de suínos.

Os dados PRTR dos operadores abrangidos pelo reporte obrigatório são públicos e podem ser consultados no sítio da internet da APA, no link https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=https%3A%2F%2Fapambient.e.pt%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2F_Avaliacao_Gestao_Ambiental%2FPRTR%2Fdados-2010-2023.xlsx&wdOrigin=BROWSELINK.

1.4.4. Responsabilidade Ambiental

O regime da responsabilidade ambiental aplica-se aos danos ambientais e às ameaças iminentes desses danos (na aceção das alíneas e) e b), respetivamente, do artigo 11.º do Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de julho, na sua redação atual [27], causados em resultado do exercício de uma qualquer atividade desenvolvida no âmbito de uma atividade económica, independentemente do seu carácter público ou privado, lucrativo ou não, abreviadamente designada atividade ocupacional.

O regime da responsabilidade ambiental visa assegurar, perante a sociedade, a reparação dos danos ambientais causados em resultado do exercício de uma atividade ocupacional, tendo como base o princípio da responsabilidade, o princípio da prevenção, e a operacionalização do princípio do poluidor-pagador, consagrados respetivamente nas alíneas f), c) e d) do artigo 3.º da Lei n.º 19/2014, de 14 de abril [28], que define as bases da política de ambiente.

Neste âmbito são considerados os danos causados às espécies e habitats naturais protegidos, à água e ao solo.

De acordo com o artigo 22.º do Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de julho, na sua atual redação [27], os operadores que exerçam atividades identificadas no anexo III devem constituir obrigatoriamente uma ou mais garantias financeiras próprias e autónomas, alternativas ou complementares entre si que lhes permitam assumir a responsabilidade ambiental inerente à atividade por si desenvolvida. As garantias financeiras podem constituir-se através da subscrição de apólices de seguro, da obtenção de garantias bancárias, da participação em fundos ambientais ou da constituição de fundos próprios reservados para o efeito (n.º 2 do artigo 22.º). As instalações de criação intensiva de suínos por estarem, nomeadamente sujeitas a Licenciamento Ambiental, encontram-se obrigadas a constituir a referida garantia financeira.

1.4.5. Licenciamento Único Ambiental

Este regime de Licenciamento Único Ambiental (LUA), instituído pelo Decreto-Lei n.º 75/2015, de 11 de maio [29], traduz-se num procedimento de emissão de um TUA, que constitui um título único onde estão inscritas todas as decisões de licenciamento no domínio do ambiente, condensando toda a informação relativa aos requisitos ambientais aplicáveis ao estabelecimento, atividade ou projeto.

Aplica-se aos procedimentos de licenciamento relativos a projetos e atividades abrangidos pelos vários regimes jurídicos no domínio do ambiente, sendo os regimes habitualmente aplicáveis à atividade da criação intensiva de suínos os seguintes: Avaliação de Impacte Ambiental, Prevenção e Controlo Integrado da Poluição, Utilização de Recursos Hídricos e Emissões para o Ar.

O LUA articula-se com os diversos regimes de licenciamento da atividade económica, designadamente, com o Regime de Exercício das Atividades Pecuárias (REAP), quando estejam em causa pedidos de licenciamento no domínio do ambiente no âmbito desse regime. O licenciamento de atividades anexas e autónomas complementares de gestão de efluentes pecuários realizadas em unidades de produção de biogás, é efetuado nos termos do Decreto-Lei n.º 81/2013, de 14 de junho [29], conjugado com o anexo I da Portaria n.º 79/2022, de 3 de fevereiro [11], e na demais legislação aplicável, carecendo de parecer vinculativo da CCDR territorialmente competente, no âmbito do regime geral de gestão de resíduos, conforme disposto no artigo 10.º da referida Portaria.

CAPÍTULO II – A PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES PECUÁRIOS, PARA A PRODUÇÃO DE ENERGIA E DE FERTILIZANTE AGRÍCOLA

A Valorização orgânica em unidades de biogás, como técnica de valorização energética de materiais orgânicos e obtenção de fertilizante orgânico para o solo, convergente com os princípios orientadores da economia circular (redução, reutilização, recuperação e reciclagem de materiais e energia), encontra-se preconizada em diversos instrumentos nacionais de planeamento estratégico em vigor, designadamente:

No Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC) que indica, nas políticas e medidas para o setor da agricultura, a implementação de sistemas de tratamento baseados em digestão anaeróbica com valorização energética do biogás pela significativa importância dada ao processo de digestão anaeróbia como forma de controlar as emissões de metano, assim como de contribuir para a produção de energia renovável.

No Roteiro para a Neutralidade Carbónica de Portugal 2050, é definido como um dos principais drivers de descarbonização do setor agricultura, florestas e outros usos do solo, a melhoria da gestão de efluentes pecuários.

No Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação (PANCD) estão definidos objetivos específicos nos quais se enquadra a promoção da mitigação e da adaptação às alterações climáticas, designadamente por intermédio da gestão dos efluentes pecuários através da valorização energética.

Na prossecução dos objetivos definidos para a estratégia de gestão de efluentes pecuários preconizada na Portaria n.º 79/2022, de 3 de fevereiro [11], a digestão anaeróbica do chorume produzido em suiniculturas, para produção de biogás in loco, e a obtenção de um digerido para valorização agrícola, constitui uma utilização vantajosa que se reveste de grande importância, em concreto na região do Alentejo.

2.1. Caracterização dos efluentes pecuários

A composição dos estrumes e dos chorumes é bastante variável dependendo, entre outros fatores, da espécie pecuária, da idade dos animais, da finalidade com que são explorados, do regime alimentar e do tipo de estabulação, da quantidade e natureza do material utilizado nas camas e do sistema de produção utilizado. Os nutrientes contidos nos efluentes pecuários são sobretudo provenientes dos dejetos animais (fezes e urinas). O CBPA [16] no seu anexo VI, indica as quantidades médias de alguns nutrientes excretados anualmente, por unidade animal das principais espécies pecuárias e por cabeça normal. No anexo VII do CBPA [16] são apresentadas as quantidades e composições médias dos estrumes e chorumes produzidos anualmente por animal e por cabeça normal (CN) das principais espécies pecuárias. As quantidades de chorume referidas nos citados anexos correspondem a chorume não diluído, reportando-se, exclusivamente, aos dejetos totais. A diluição do chorume pelas águas de lavagem das instalações ou outras que afluam ao tanque de receção variará enormemente com o tipo e intensidade da limpeza efetuada. É ainda apresentada no anexo VIII do CBPA [16], uma estimativa das quantidades de água de lavagem que escoam para os tanques de receção, sendo no caso da água de limpeza da suinicultura e de tratamento dos animais, o valor de referência de 2m³/ano, por 0,15 CN, considerando que a limpeza não se faz senão ao fim de um ciclo de produção. Sem a utilização de equipamento a alta pressão os valores são superiores aos indicados.

Nas tabelas 3 e 4 encontram-se compilados os dados constantes nos anexos mencionados, relativos ao estrume e chorume suinícola.

Tabela 3 - Quantidade e composição média de estrumes e de chorumes não diluídos produzidos anualmente e sua conversão em cabeça normal (CN)

	Efluente pecuário	m3 ou t/animal ou lugar/ano	kg/t de estrume ou kg/m3 de chorume						CN	m3 ou t/CN /ano	kg/CN e ano				
			MS	MO	Nt	Ndisp	P2O5	K2O			MO	Nt	Ndisp	P2O5	K2O
Lugar de porcas reprodutoras (substituição/ gestação/ lactação)	Estrume	3,4	270	40	7,8	3,1-4,7	7,0	8,3	0,35	9,7	389	76	30,1-45,7	68	81
	Chorume	6,0	50	33	4,7	2,4-3,3	3,2	3,2		17,1	566	81	41,1-56,6	55	55
Lugar de porcos de engorda/acabamento	Estrume	1,2	270	40	7,8	3,1-4,7	7,0	8,3	0,15	8,0	320	62	24,8-37,6	56	66
	Chorume	1,6	50	36	6,0	3,0-4,2	3,8	4,4		10,7	384	64	32,0-44,8	41	47
Lugar de bácoros/ leitões desmamados	Estrume	0,5	270	40	7,8	3,1-4,7	7,0	8,3	0,05	10,0	400	78	31,0-47,0	70	83
	Chorume	0,8	50	36	6,0	3,0-4,2	3,8	4,4		16,0	576	96	48,0-67,2	61	70
Exploração de produção de leitões	Estrume	5,1	270	40	7,8	3,1-4,7	7,0	8,3	0,52	9,8	390	76	30,2-45,8	68	81
	Chorume	8,7	50	33	4,7	2,4-3,3	3,2	3,2		16,7	552	79	40,2-55,2	54	54
Exploração em ciclo fechado	Estrume	12,9	270	40	7,8	3,1-4,7	7,0	8,3	1,49	8,6	346	67	26,8-40,6	60	72
	Chorume	19,1	50	36	6,0	3,0-4,2	3,8	4,4		12,8	461	77	38,5-53,8	49	56

Fonte: Anexo VII do CBPA, 2018.

Tabela 4 - Quantidade média de nutrientes principais excretados anualmente por unidade de animal e sua conversão em cabeça normal (CN)

Tipo de animal		Nutrientes excretados (kg por animal ou lugar e ano)				Nutrientes excretados (kg por CN e ano)		
		Nt	P2O5	K2O	CN	Nt	P2O5	K2O
Porco de engorda/ substituição	por lugar	13,0	6,0	7,0	0,15	86,7	40,0	46,7
	por animal	4,0	2,0	2,3	0,15	26,7	13,3	15,3
Porco de criação	por lugar	35,0	19,0	19,0	0,35	100,0	54,3	54,3
	por animal	18,0	10,0	10,0	0,3	60,0	33,3	33,3
Porco aleitante	por lugar	42,0	23,0	18,0	0,35	120,0	65,7	51,4
	por porca e ciclo	5,1	2,8	2,2	0,35	14,6	8,0	6,3
Porco gestante	por lugar	20,0	11,0	13,0	0,35	57,1	31,4	37,1
	por porca e ciclo	6,5	3,5	4,2	0,35	18,6	10,0	12,0
Bácoro desmamado	por lugar	4,6	2,6	2,5	0,05	92,0	52,0	50,0
	por animal	0,4	0,2	0,2	0,05	8,0	4,0	4,0

Fonte: Anexo VI do CBPA, 2018.

Estes dados conjuntamente com as diretrizes de orientação sobre os métodos para estimar as emissões de CH₄ e de NO₂ provenientes da gestão dos efluentes pecuários, publicadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, referido no capítulo 1.2.1.2. do presente documento, constituem instrumentos para a avaliação das emissões provenientes de uma instalação de produção de suínos.

2.2. Valorização Orgânica em unidades de biogás

Quando implementadas conjuntamente, a biotecnologia do biogás e a aplicação do efluente pecuário digerido no solo, constituem vantagens através da recuperação e conservação da energia química dos compostos orgânicos (efluentes pecuários), sob a forma de biocombustível (biogás), que pode ser utilizado como fonte de energia alternativa e renovável, e a obtenção de um biofertilizante (digerido), que pode ser utilizado como corretivo orgânico dos solos, contribuindo para a redução da utilização de fertilizantes sintéticos, o aumento da capacidade de sequestro de carbono orgânico e, o aumento na eficiência da utilização da água.

O documento de referência, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs* (BREF IRPP) [1], refere os benefícios ambientais (diretos e indiretos) do processo de digestão anaeróbia, com recuperação de energia a partir do biogás produzido, destacando-se a redução das emissões de CH₄, a substituição do consumo de combustíveis fósseis, evitando emissões indiretas associadas de GEE e a melhoria da biodisponibilidade do azoto, conduzindo a uma menor utilização de fertilizantes minerais.

Os principais fatores que definem a adequação do efluente pecuário a um processo viável de digestão anaeróbia incluem o seu potencial de biogás, o teor de sólidos, as matérias indesejáveis e inibidoras presentes, a dimensão do efetivo pecuário em que tem origem e a quantidade resultante disponível para a instalação de biogás. Essas variáveis são interdependentes. O chorume de suínos pode necessitar de co-substratos para um processo de digestão biológica bem-sucedido. O sistema de biogás deve ser projetado de modo a garantir que o digestor tenha um tempo de retenção suficiente para otimizar o potencial de produção de biogás e minimizar o potencial de biogás no digerido e deve ser estanque ao gás para garantir a minimização das emissões fugitivas de CH₄ através de fugas. Deve ser assegurada uma recolha fácil do chorume com um tempo de armazenamento mínimo antes do processo de digestão anaeróbia para minimizar as emissões fugitivas e utilizar tanto quanto possível o potencial do biogás no fornecimento de energia renovável [31].

Para além do fornecimento de energia e da redução das emissões de GEE, as instalações de digestão anaeróbica têm outros benefícios difíceis de quantificar do

ponto de vista económico: a redução da eutrofização dos cursos de água e contaminação das águas subterrâneas, a recirculação da matéria orgânica de volta às terras agrícolas, a higienização do digerido, a substituição de fertilizantes minerais de origem fóssil e o apoio às infraestruturas rurais e à sociedade. A digestão anaeróbica reduz o potencial de emissão de GEE proveniente da gestão do chorume das suiniculturas sobretudo associadas ao armazenamento, diminuindo consideravelmente estas emissões fugitivas. Além disso, a energia produzida a partir do biogás pode substituir a energia com origem fóssil contribuindo para maiores reduções das emissões de GEE [31].

Sobre a avaliação do potencial de utilização de efluentes pecuários para gerar biogás, as estratégias devem refletir os seguintes pontos:

- A estrutura da exploração agrícola, em especial a dimensão do efetivo e as características da criação animal a visar;
- As perspetivas a longo prazo para a criação de animais na região;
- O sector-alvo específico para a utilização do biogás (eletricidade, biometano, biocombustível para transportes, aquecimento);
- A estrutura de custos para utilização final específica do biogás;
- Os potenciais co-substratos na Digestão Anaeróbica e o impacto regional na utilização desses co-substratos;
- Os mecanismos de apoio que reflitam o funcionamento a longo prazo de instalações agrícolas que terão um impacto positivo duradouro;
- O desenvolvimento da criação de animais (explorações renovadas ou recém-construídas) que otimizem o manuseamento do chorume para utilização em instalações de Digestão Anaeróbia;
- O impacto das medidas na redução dos GEE.

Em particular para o efluente pecuário de suínos, é crucial avaliar a sua composição, a sua variabilidade na composição ao longo do ano e sua disponibilidade, pois esses fatores definem a viabilidade técnica e económica da Digestão Anaeróbica. As instalações de biogás também têm características técnicas e custos específicos. Para

a implementação bem-sucedida de um sistema de biogás de chorume, é essencial otimizar a inter-relação entre o efluente pecuário e o sistema de biogás [31].

Na perspectiva da implementação de um sistema de valorização orgânica através da digestão anaeróbica numa unidade de produção de biogás *in situ* e da valorização agrícola do digerido, em alternativa à valorização agrícola do chorume, é essencial considerar o impacto potencial das emissões. Neste sentido, foi feita uma pesquisa sobre investigações realizadas nesse âmbito.

2.3. Estudos realizados

A produção científica nesta área reflete a preocupação ambiental existente e traduz-se nos trabalhos realizados sobre a digestão anaeróbica de efluentes pecuários para a produção de biogás e obtenção de um digerido, quer do ponto de vista da otimização do processo quer do seu impacto nas emissões de GEE, nas emissões de odores, nas emissões de NH₃, bem como na lixiviação de nitratos no solo.

2.3.1. A Digestão Anaeróbica para produção de biogás

A Digestão Anaeróbica é uma tecnologia tradicionalmente aplicada para a conversão biológica de moléculas orgânicas em biogás, que consiste principalmente em CH₄ (50-70%) e CO₂ (30-50%), dependente da composição do substrato e dos parâmetros operacionais (ou seja, temperatura, pH).

Através de uma revisão da literatura centrada na digestão anaeróbica de efluentes pecuários provenientes da produção suinícola, Lourinho et al., 2020 [32], descrevem os seus princípios fundamentais enquanto processo bioquímico e microbiológico e o efeito de fatores químicos e operacionais na estabilidade e no desempenho do processo, salientando que, apesar de ser uma tecnologia amplamente investigada, existe necessidade de desenvolver estudos nas explorações agrícolas para otimizar o processo em condições reais.

Apesar de diversas soluções de tecnologia de Digestão Anaeróbicas serem comercializadas há anos, deve ser dado foco ao aumento da sua eficiência e à mitigação dos seus efeitos ambientais.

Têm sido realizados diversos estudos de otimização da produção de biogás a partir de efluentes pecuários com origem nas suiniculturas, com diferentes condições de operação alterando os parâmetros de processo para otimizar a performance. O chorume suínico tem teor de sólidos totais baixo e uma relação Carbono/Azoto (C/N) também baixo, requerendo co-substratos para a digestão.

O pré-tratamento do efluente pecuário para alterar a estrutura recalcitrante das fibras lignocelulósicas e a co-digestão são boas estratégias para o estabelecimento de um processo microbiano equilibrado para alcançar o maior rendimento. A co-digestão com substratos orgânicos diferentes também é bem estudada e aplicada em situações reais para melhorar a eficiência do processo. A co-digestão oferece múltiplas vantagens em comparação com a mono-digestão, destacando-se o equilíbrio de nutrientes, um melhor rácio C/N e maior robustez dos consórcios microbianos. A maioria das unidades de biogás a partir de efluentes pecuários utiliza resíduos agrícolas para a co-digestão [33].

Em Portugal, o sistema mais comum de produção de suínos é o de ciclo fechado, que inclui todas as fases de crescimento. Os animais são mantidos em instalações com condições específicas para cada fase, e o estrume produzido ao longo do ciclo é recolhido numa fossa dentro do alojamento que também recebe os efluentes da limpeza das instalações da sala. A composição do estrume resultante das diferentes fases de crescimento é altamente dependente da alimentação, da capacidade de metabolismo dos nutrientes dos animais, das condições em que são mantidos e da quantidade de água utilizada nas operações de limpeza [34].

O estudo realizado por Silva et al., 2020 [34], sobre a utilização de chorume de suínos especificamente da fase de engorda/acabamento de um ciclo fechado de suínos, para produção de biogás por digestão anaeróbica, através de diferentes regimes de abastecimento do reator, evidenciou que a diminuição das frequências de alimentação do reator e, conseqüentemente, o aumento dos choques de carga mostraram um efeito positivo na produção de biogás. Foram também avaliados indicadores microbiológicos na digestão anaeróbica do chorume, concluindo que a higienização do digerido pode ser alcançada em regime mesófilo cumprindo assim o requisito legal (menos de 1000 unidades formadoras de colónias de *Escherichia coli*) para valorização agronómica. Extrai-se assim que, para além da produção de

biogás, a digestão anaeróbica do chorume apresenta ainda a vantagem da obtenção de um digerido higienizado.

A utilização de chorume obtido em diferentes fases de crescimento de suínos tem sido investigada. Zhang et al., 2014 [35], concluíram que a taxa de produção de biogás na digestão anaeróbica de efluente pecuário de suínos é maior na fase de recria de leitões pós-desmame, em detrimento de porcas em gestação e de porcos em engorda.

Além do rendimento na produção de biogás, importa fazer uma avaliação dos impactos ambientais que esta tecnologia acarreta em todas as suas vertentes.

2.3.2. Avaliação do impacto nas emissões de GEE e de amoníaco

O potencial crescimento na produção de biogás a partir de efluentes pecuários, e conseqüentemente, a aplicação no solo de digerido, tornam crucial a investigação do efeito da digestão anaeróbica sobre as emissões para o ar e sobre as características do digerido em comparação com o efluente pecuário não tratado, para avaliação do potencial impacto ambiental.

Kaparaju et al., 2010 [36] compararam o impacto da tecnologia de digestão anaeróbica na mitigação dos GEE na gestão dos efluentes pecuários em explorações típicas de produção de leite, porcas e suínos na Finlândia, tendo constatado que as elevadas emissões de CH₄ devidas à gestão dos efluentes pecuários de suínos, que representaram entre 73 a 79% das emissões totais nas explorações de suínos e porcas, poderiam ser evitadas se todo o chorume produzido na exploração fosse recolhido e utilizado para a produção de energia. Caso contrário, o chorume armazenado é uma fonte potencial de emissões de GEE, uma vez que o CH₄ é produzido por bactérias facultativas durante a decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbicas. Além disso, as emissões residuais de CH₄ do digerido, devidas a uma maior decomposição, podem também ser evitadas em certa medida se os tanques de pós-armazenamento forem cobertos e o CH₄ produzido for recuperado. Concluíram que a digestão anaeróbica produziu balanços energéticos positivos e, ao mesmo tempo, mitiga em grande medida as emissões de GEE devidas à gestão dos efluentes pecuários, tendo em conta vários fatores: redução das emissões de CO₂ provenientes da produção de energia elétrica e térmica a partir do

biogás em substituição da utilização de combustíveis fósseis; redução das emissões de N_2O e CO_2 , evitadas devido à redução da utilização de fertilizantes inorgânicos (utilização de digerido, com a consequente diminuição da procura de produção de fertilizantes inorgânicos intensivos em energia); e redução das emissões de CH_4 através da gestão dos efluentes pecuários, evitada pela contenção do chorume no tanque de digestão anaeróbica.

Moller et al., 2022 [37], efetuaram avaliações ambientais e climáticas para diferentes cenários de produção de biogás, a fim de avaliar a sustentabilidade desta tecnologia de valorização e identificar potenciais melhorias dos impactos ambientais e climáticos. Os cenários foram analisados tendo em conta a composição da biomassa, as temperaturas do processo, o tempo de retenção hidráulica, as emissões fugitivas de CH_4 das instalações de biogás e o armazenamento do digerido e a sua aplicação no terreno. Todos os cenários investigados resultaram numa mitigação dos GEE, numa gama entre 65 e 105 kg CO_2 eq. ton^{-1} de biomassa. A maior parte das reduções resultou da substituição de combustíveis fósseis e da redução das emissões de CH_4 durante o armazenamento dos digeridos. As reduções maiores resultaram da utilização de palha e trevo como co-substratos. O potencial de emissão de NH_3 do digerido aplicado no campo foi superior ao do chorume de suínos não tratados devido ao pH mais elevado dos digeridos. O efeito do pH e o teor mais elevado de azoto na forma amoniacal, resultou no aumento das emissões de NH_3 de 0.14 a 0.3 kg NH_3 ton^{-1} de biomassa. Em todos os cenários a lixiviação de nitratos foi menor na ordem dos 0.04 to 0.45 kg NO_3^- ton^{-1} de biomassa, com a exceção da co-digestão com silagem de milho, em que o efeito da digestão foi praticamente nulo. Os aumentos dos tempos de retenção hidráulica conduziram a um impacto climático positivo através do aumento da produção de energia e subsequente diminuição da emissão de CH_4 durante o armazenamento do digerido. No entanto, as fugas de CH_4 nos digestores diminuíram esse impacto positivo em 7%. A digestão anaeróbica dos efluentes pecuários tem o potencial de reduzir as emissões de GEE, melhorar a eficiência da utilização de azoto pelas plantas, reduzindo as perdas por lixiviação de nitratos. Contudo, os riscos de maiores emissões de NH_3 do digerido relativamente ao chorume e de fugas de CH_4 durante a digestão anaeróbica têm de ser tidos em conta na valorização orgânica e energética em unidade de biogás.

Kupper et al., 2020 [38], compilou dados de emissões de NH_3 , N_2O , CH_4 e CO_2 resultantes do armazenamento de chorume. As emissões totais de GEE provenientes do armazenamento de chorume são dominadas pelo CH_4 . As técnicas de tratamento do chorume apresentam efeitos contrastantes nos níveis de emissão durante o armazenamento. Verifica-se que a acidificação é eficaz na redução das emissões de NH_3 e CH_4 , mas pouco eficaz no caso do CO_2 , enquanto a libertação de N_2O aumenta em alguns estudos. A separação sólido-líquido provoca maiores perdas de NH_3 e uma redução das emissões de CH_4 , N_2O e CO_2 . O chorume digerido anaerobicamente apresenta emissões de NH_3 mais elevadas durante a armazenagem, enquanto as perdas tendem a ser menores para o CH_4 e ocorrem poucas alterações para o N_2O e o CO_2 em comparação com o chorume não tratado. Todos os tipos de cobertura de armazenagem reduzem as emissões de NH_3 , com um efeito pequeno de redução para o CH_4 e CO_2 . As coberturas aumentam as emissões de N_2O , mas as emissões totais de GEE tendem a ser mais baixas com a cobertura. Em geral, a cobertura de chorume é eficiente para reduzir as emissões de NH_3 . A digestão do chorume aumenta o risco de emissões elevadas de NH_3 tanto no armazenamento como na aplicação no solo, podendo no armazenamento ser aplicados métodos que mitigam essas emissões, tais como coberturas da unidade de armazenagem ou acidificação do digerido.

Com o objetivo de resumir o conhecimento à data, sobre emissões de NH_3 após o espalhamento no campo de digerido proveniente de processos de produção de biogás por meio da digestão anaeróbica de chorume, através de uma revisão sistemática da literatura, Pederson, et al., 2023 [39] destaca a escassez de dados sobre as emissões de NH_3 do digerido aplicado em campo e a alta variabilidade dentro dos dados disponíveis. As variações na matéria seca e no pH do digerido, devido à adição de outros substratos, e o processo de digestão, têm o potencial de aumentar substancialmente as emissões, mas a incerteza nessa avaliação é alta por falta de dados. A pesquisa contínua é crucial, considerando a constante evolução da alimentação animal e das práticas de gestão nutricional, com vista a uma maior eficiência nutricional, que potencialmente alteram as características do digerido. O efeito dessas alterações sobre as emissões de NH_3 após espalhamento no campo ainda é inexplorado.

Das observações da revisão da literatura, Pedersen et al., 2023 [39], constatou que em média o processo de digestão anaeróbica aumenta o pH em 0,5 unidades e diminui o teor de matéria seca em cerca de 2,2%, ou seja, a digestão anaeróbica tende a aumentar o pH e a diminuir a matéria seca. A utilização de co-substratos na digestão anaeróbica de chorume suíno, altera as características do digerido. O efeito da digestão anaeróbica na matéria seca do digerido obtido a partir da digestão com substratos, aumenta o teor de matéria seca do digerido por oposição à sua diminuição no digerido de chorume sem adição de co-substratos. Estas alterações nas características do digerido, potenciam as emissões de NH_3 , já que o aumento da matéria seca origina o aumento das emissões de NH_3 quando o digerido é aplicado no solo.

2.3.3. Avaliação do impacto das emissões para a água

As elevadas quantidades de azoto na forma mineral (N amoniacal) nos digeridos, podem causar problemas ambientais devido à lixiviação de nitratos (NO_3^-) e à emissão de azoto para a atmosfera (N_2O e NH_3) [40].

Os nutrientes biodisponíveis, particularmente N, P e K, são abundantes no digerido. É esperado que, comparado ao chorume bruto, o digerido inclua azoto mais disponível às plantas (na forma de NH_4^+) [41]. Significa que mais azoto é absorvido na primeira cultura e menos azoto orgânico fica disponível no solo quando se aplicam digeridos [37].

O estudo de Moller et al., 2022 [37], concluiu que a digestão anaeróbica melhora a eficiência da utilização de azoto pelas plantas, tendo verificado a redução das perdas por lixiviação de nitratos em todos os cenários de digestão anaeróbica com co-substratos, com a exceção da co-digestão com a cultura energética, em que o efeito da digestão foi praticamente nulo. Nesse cenário, o azoto total aumentou com a digestão anaeróbica, uma vez que a cultura energética contribuiu com azoto orgânico adicional para o sistema. Nos outros cenários, o azoto total permaneceu o mesmo antes e depois da digestão.

Para atenuar os riscos de lixiviação, é fundamental respeitar o período de espalhamento adequado e ter em conta as condições climáticas. A dosagem deve ser adaptada às necessidades das culturas.

2.3.4. Avaliação das emissões de Odor

Os componentes odoríferos são libertados da superfície dos chorumes. Uma grande área de superfície dos chorumes e uma baixa resistência à difusão facilitam a emissão dos componentes do odor. Consequentemente, verifica-se uma elevada emissão de componentes odoríferos provenientes do armazenamento descobertos de chorume e durante o manuseamento e aplicação do chorume.

A literatura refere que a digestão anaeróbia, porque degrada a matéria orgânica facilmente degradável e concentra a matéria orgânica mais recalcitrante, reduz os compostos potencialmente produtores de odores. Dados obtidos sobre a emissão de odores, em estudos realizados em digeridos de chorume de suíno e em material não digerido [40], mostram que o digerido apresenta uma emissão potencial de odor mais baixa do que o chorume bruto.

Hansen et al., 2006 [42], estudou os efeitos da digestão anaeróbia na emissão de odores em efluentes pecuários de suíno. A concentração de gases odoríferos no chorume tratado e não tratado foi medida durante o armazenamento e após a aplicação no solo. No armazenamento, as concentrações de ácidos gordos voláteis foram reduzidas entre 79% e 97% pela digestão anaeróbia, bem como foram reduzidas as concentrações de componentes de odor fenólicos e indólicos. A concentração de odores do chorume aplicado no solo foi reduzida em 17% pela digestão anaeróbia.

Dos dados da revisão da literatura, Pedersen et al., 2023 [39], indica que vários estudos concluíram que a digestão reduz as emissões de vários compostos orgânicos voláteis odoríferos e, por conseguinte, o odor após a aplicação no terreno, enquanto outros estudos encontraram um odor comparável do digerido e do chorume bruto em determinadas condições. Nenhum estudo avaliado relatou emissões de odores mais elevadas após a aplicação de chorume digerido em comparação com chorume bruto.

CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS

Na tabela 5 apresenta-se um resumo dos efeitos da aplicação da digestão anaeróbica nos efluentes pecuários.

Tabela 5 - Efeitos da aplicação da digestão anaeróbica nos efluentes pecuários

Aspeto	Efeito da Digestão anaeróbica nos efluentes pecuários
Ambiental	
Emissões de NH₃	<p>Potencial de emissão de NH₃ do digerido aplicado no campo superior ao do chorume de suínos não tratados devido ao pH mais elevado dos digeridos e ao teor mais elevado de azoto na forma amoniacal [37].</p> <p>Chorume digerido anaerobicamente apresenta emissões de NH₃ mais elevadas durante a armazenagem e na aplicação no solo, a cobertura de armazenagem ou acidificação do digerido reduzem essas emissões [38].</p> <p>Na digestão com co-substratos, as alterações nas características do digerido podem potenciar as emissões de NH₃, já que o aumento da matéria seca origina o aumento das emissões de NH₃ quando o digerido é aplicado no solo [39].</p>
Emissões de GEE - CO₂, N₂O e CH₄	<p>Redução das emissões de CO₂ por via da produção de energia elétrica e térmica a partir do biogás em substituição da utilização de combustíveis fósseis [36].</p> <p>Mitigação dos GEE sendo que a maior parte das reduções resulta da substituição de combustíveis fósseis e da redução das emissões de CH₄ durante o armazenamento dos digeridos [37].</p> <p>Poucas alterações para o N₂O e o CO₂ em comparação com o chorume não tratado; a cobertura no armazenamento gera um efeito pequeno de redução para o CH₄ e CO₂ e aumentam as emissões de N₂O, mas as emissões totais de GEE tendem a ser mais baixas [38].</p> <p>Redução das emissões de CH₄ através da contenção do chorume no tanque de digestão anaeróbica [36].</p> <p>Redução das emissões de CH₄ durante o armazenamento dos digeridos; no entanto as fugas nos digestores podem diminuir o impacto positivo dessa diminuição [37].</p>
Emissão de Odores	<p>O digerido apresenta uma emissão potencial de odor mais baixa do que o chorume bruto [40].</p> <p>A digestão anaeróbica reduz as emissões de vários compostos orgânicos voláteis odoríferos e, por conseguinte, o odor após a aplicação no terreno, embora em determinadas condições se obtenha um odor comparável do digerido e do chorume bruto [39].</p> <p>As concentrações de ácidos gordos voláteis e as concentrações de componentes de odor fenólicos e indólicos no armazenamento, foram reduzidas pela digestão anaeróbica. A concentração de odores do chorume aplicado no solo foi também reduzida [42].</p>
Lixiviação de nitratos	<p>Digerido com maior teor de azoto disponível às plantas (na forma de NH₄⁺) [41], mais azoto é absorvido na primeira cultura e menos azoto orgânico fica disponível no solo quando se aplicam digeridos [37].</p> <p>Melhora a eficiência da utilização de azoto pelas plantas, reduzindo as perdas por lixiviação de nitratos [37].</p>
Qualidade do fertilizante	<p>Digestão anaeróbica do chorume apresenta a vantagem da obtenção de um digerido higienizado [34].</p>

A valorização orgânica e energética em unidades de biogás, a partir de efluentes pecuários por digestão anaeróbica, é um exemplo de sistema que incorpora uma economia circular de produção descentralizada de biofertilizante orgânico e biogás para utilização como combustível para produção de energia, reduzindo simultaneamente a emissão de GEE e reduzindo potencialmente a emissão de odores.

O digerido pode ter uma vasta gama de características devido a diferenças na alimentação animal e na gestão dos digestores e, estando a tecnologia do biogás em constante desenvolvimento, há potencial para alterações contínuas das características dos digeridos no futuro. Este fator torna crucial a existência de investigação sobre os fatores de emissão decorrentes do uso do digerido como fertilizante, respeitantes às emissões de NH₃. Ainda mais considerando que, de acordo com o REA de 2024, as metas estabelecidas na Diretiva Tetos para a redução das emissões de NH₃ para a atmosfera não foram atingidas em 2020 em Portugal, e ainda se encontram longe de alcançar o compromisso de redução estabelecido para 2030.

É necessário obter conhecimentos sobre o modo como as diferentes técnicas e diferentes co-substratos no processo de digestão anaeróbica, alteram as propriedades químicas e físicas do digerido e investigar de que forma estas alterações nas propriedades do digerido afetam a emissão de NH₃, quando aplicado no solo como fertilizante. Para garantir uma aplicação com baixas emissões, podem ser necessárias diferentes combinações de tecnologias e tratamentos.

Em Portugal, de acordo com os dados do E-PRTR, as emissões de amoníaco para o ar em 2023 tiveram um acréscimo de 25,9% em comparação com o nível de 2007, sendo que as emissões provenientes da produção animal intensiva representam 92,5% do total de emissões desse poluente, o que revela a importância de estudos multidisciplinares que incorporem a vertente da otimização do processo de valorização orgânica e energética dos efluentes pecuários em unidades de biogás, que seja técnica e economicamente viável em unidades a desenvolver na própria exploração, combinado com a obtenção de um digerido de cuja aplicação no solo resulte numa redução das emissões de NH₃ em relação à valorização agrícola direta dos efluentes pecuários.

A fertilização agrícola com o digerido poderá traduzir-se em algumas regiões, caso não sejam respeitadas as normas vertidas no CBPA e na Portaria n.º 79/2022, de 3 de fevereiro, num aumento da pressão sobre o solo e indiretamente sobre os aquíferos e linhas de água, particularmente importante em Zonas Vulneráveis (ZV). É ainda necessária investigação futura para estabelecer um quadro sistemático para garantir a implementação efetiva da valorização orgânica e energética em unidades de biogás dos efluentes pecuários dos pontos de vista técnico, ambiental, agronómico e económico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. Publications Office of the European Union, 2017.

[2] UNECE - United Nations Economic Commission for Europe (2015). Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions, 2015. <http://www.unece.org/index.php?id=41358>.

[3] Portuguese Informative Inventory Report 1990 - 2020. APA, 2024. https://apambiente.pt/sites/default/files/_Clima/Inventarios/20241105/iir_nov-2024.pdf

[4] Nunes Emanuele H., Pecoraro César A., Gonçalves João C., Miranda Késia O. da S., Oliveira Paulo A. V., Junior Valter H. Bumbieris, Tavares Filho João (2023). Methods for determining the emission of greenhouse gases in swine farming. Brazilian Journal of Agricultural and Environmental Engineering. v.27, n.3, p.195-201.

[5] Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2022. APA, 2024. https://apambiente.pt/sites/default/files/_Clima/Inventarios/20241105/nir_nov-2024.pdf

[6] 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf

[7] Marszałek Marta, Kowalski Zygmunt, Makara Agnieszka (2018). Emission of greenhouse gases and odorants from pig slurry - Effect on the environment and methods of its reduction. Ecol. Chem. Eng. S., 25(3):383-394.

[8] Código de Boas Práticas Agrícolas para a Redução de Emissões de Amoníaco. Inia, 2022.

[9] Best Available Technologies for Manure Treatment. Baltic Sea 2020.

[10] Relatório do Estado do Ambiente 2024. APA, 2024. https://rea.apambiente.pt/sites/default/files/rea/REA_2024_Final_22_out_2024.pdf

[11] Portaria n.º 79/2022, de 3 de fevereiro, que Define o regime aplicável à gestão de efluentes pecuários, revogando as Portarias n.ºs Portaria n.º 631/2009, de 9 de junho, e Portaria n.º 114-A/2011, de 23 de março.

[12] Diretiva (UE) 2016/2284, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 14 de dezembro de 2016 – Diretiva Tetos - relativa à redução das emissões nacionais de certos poluentes atmosféricos.

[13] Decreto-Lei n.º 84/2018 de 23 de outubro, Fixa os compromissos nacionais de redução das emissões de certos poluentes atmosféricos, transpondo a Diretiva (UE) 2016/2284 .

[14] Diretiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de dezembro (Diretiva Nitratos) relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola.

[15] Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de setembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de março, Transpõe para o direito interno a Diretiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro de 1991, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola.

[16] Despacho n.º 1230/2018, de 5 de fevereiro, que aprova Código de Boas Práticas Agrícolas.

[17] Portaria n.º 164/2010, de 16 de março, que aprova a lista das zonas vulneráveis e as cartas das zonas vulneráveis do continente.

[18] Portaria n.º 259/2012, de 28 de agosto, estabelece o Programa de Ação para as ZV de Portugal continental.

[19] Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, Diretiva-Quadro da Água (DQA).

[20] Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho, que procede à segunda alteração à Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, que aprova a Lei da Água, transpondo a Diretiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas.

[21] Condicionantes a respeitar na valorização agrícola de efluentes pecuários para a salvaguarda dos recursos hídricos. APA, 2017.

https://apambiente.pt/sites/default/files/_Agua/DRH/PlaneamentoOrdenamento/PlanosSetoriais/SetorAgricola/Condicionantes/PGEP_Condicionantes_ARHTO_AL E_30Mai2017.pdf

[22] Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro que estabelece o regime jurídico da avaliação de impacte ambiental (AIA) dos projetos públicos e privados suscetíveis de produzirem efeitos significativos no ambiente, transpondo a Diretiva n.º 2011/92/UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de dezembro, relativa à avaliação dos efeitos de determinados projetos públicos e privados no ambiente.

[23] Decreto-Lei n.º 127/2013, de 30 de agosto, que estabelece o regime de emissões industriais aplicável à prevenção e ao controlo integrados da poluição, bem como as regras destinadas a evitar e ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos, transpondo a Diretiva n.º 2010/75/UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de novembro de 2010, relativa às emissões industriais (prevenção e controlo integrados da poluição).

[24] Diretiva 2010/75/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de novembro de 2010, relativa às emissões industriais (prevenção e controlo integrados da poluição).

[25] Decisão de Execução (UE) 2017/302 da Comissão, de 15 de fevereiro de 2017, que estabelece conclusões relativas às melhores técnicas disponíveis (MTD) para a criação intensiva de aves de capoeira ou de suínos, nos termos da Diretiva 2010/75/UE do Parlamento Europeu e do Conselho.

[26] Decreto-Lei n.º 127/2008 de 21 de julho, que regula a execução na ordem jurídica nacional do Regulamento (CE) n.º 166/2006, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de Janeiro, relativo à criação do Registo Europeu das Emissões e Transferências de Poluentes.

[27] Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de julho, que estabelece o regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais e transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 2004/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de Outubro.

[28] Lei n.º 19/2014, de 14 de abril, que define as bases da política de ambiente.

[29] Decreto-Lei n.º 75/2015, de 11 de maio, que aprova o Regime de Licenciamento Único de Ambiente.

[30] Decreto-Lei n.º 81/2013, de 14 de junho, que aprova o novo regime de exercício da atividade pecuária e altera os Decretos-Leis n.º 202/2004, de 18 de agosto, e n.º 142/2006, de 27 de julho.

[31] Liebetrau Jan, O'Shea Richard, Wellisch Maria, Lyng Kari-Anne, Bochmann Günther, McCabe Bernadette K., Harris Peter W., Lukehurst Clare, Kornatz Peter, Murphy Jerry D (2021). Potential and utilization of manure to generate biogas in seven countries. IEA Bioenergy.

[32] Lourinho G., Rodrigues L. F. T. G., Brito P. S. D. (2020). Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 4917-4938.

[33] Khoshnevisan Benyamin, Duan Na, Tsapekos Panagiotis, Awasthi Mukesh Kumar, Liu Zhidan, Mohammadi Ali, Angelidaki Irini, Tsang Daniel CW., Zhang Zengqiang, Pan Junting, Ma Lin, Aghbashlo Mortaza, Tabatabaei Meisam, Liu Hongbin (2021). A critical review on livestock manure biorefinery technologies: Sustainability, challenges, and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 135.

[34] Silva I, Jorge C, Brito L, Duarte E (2020). A pig slurry feast/famine feeding regime strategy to improve mesophilic anaerobic digestion efficiency and digestate hygienisation. *Waste Management & Research*, 1-9.

[35] Zhang Wanqin, Lang Qianqian, Wub Shubiao, Li Wei, Bah Hamidou, Dong Renjie (2014). Anaerobic digestion characteristics of pig manures depending on various growth stages and initial substrate concentrations in a scaled pig farm in Southern China. *Bioresource Technology* 156, 63–69.

[36] Kaparaju P., Rintala J. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland. *Renewable Energy* 36, 31-41.

[37] Møller Henrik B., Sørensen Peter, Olesen Jørgen E., Petersen Søren O., Nyord Tavs and Sommer Sven G. (2022). Agricultural Biogas Production—Climate and Environmental Impacts. *Sustainability*, 14, 1849.

[38] Kupper Thomas, Hania Christoph, Neftelb Albrecht, Kincaidc Chris, Buhlera Marcel, Amonf Barbara, VanderZaag Andrew (2020). Ammonia and greenhouse gas

emissions from slurry storage - A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 300, 106963.

[39] Pedersen Johanna, Hafner Sasha D. (2023). Ammonia emissions after field application of anaerobically digested animal slurry: Literature review and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 357, 108697.

[40] Zillio Massimo, Pigoli Ambrogio, Rizzi Bruno, Geromel Gabriele, Meers Erik, Schoumans Oscar, Giordano Andrea, Adani Fabrizio (2021). Measuring ammonia and odours emissions during full field digestate use in agriculture. *Science of the Total Environment* 782, 146882.

[41] Silva Inês, Lapa Nuno, Ribeiro Henrique, Duarte Elizabeth (2025). Pig Slurry Anaerobic Digestion: The Role of Biochar as an Additive Towards Biogas and Digestate Improvement. *Appl. Sci.*, 15, 1037.

[42] Hansen M. N., Kai P., Møller H. B. (2006). Effects of anaerobic digestion and separation of pig slurry on odor emission. *Applied Engineering in Agriculture*. Vol. 22(1): 135-139.

Webgrafia

<https://www.apambiente.pt>

<https://www.dgadr.gov.pt>

<https://www.gpp.pt>

<https://industry.eea.europa.eu>

<https://www.ine.pt>

<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>