

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA – UFRB
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA - PPGEA**

IRANEIDE PAIM SILVA

**EFLUENTES DE SUINOCULTURA: UMA REVISÃO INTEGRATIVA DAS
TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DOS IMPACTOS AMBIENTAIS**

**CRUZ DAS ALMAS
2026**

IRANEIDE PAIM SILVA

**EFLUENTES DE SUINOCULTURA: UMA REVISÃO INTEGRATIVA DAS
TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DOS IMPACTOS AMBIENTAIS**

**PIG FARMING EFFLUENTS: AN INTEGRATIVE REVIEW OF TREATMENT
TECHNOLOGIES AND ENVIRONMENTAL IMPACTS**

**CRUZ DAS ALMAS
2026**

IRANEIDE PAIM SILVA

**EFLUENTES DE SUINOCULTURA: UMA REVISÃO INTEGRATIVA DAS
TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DOS IMPACTOS AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em Engenharia
Agrícola, como parte das exigências do Programa
de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola -
PPGEA, pela Universidade Federal do Recôncavo
da Bahia (UFRB), *Campus* Cruz das Almas.
Orientador(a): Prof. Dr^a Selma Cristina da Silva.
Coorientador(a): Prof. Dr^a Gabriella Laura Peixoto
Botelho.

CRUZ DAS ALMAS
2026

FICHA CATALOGRÁFICA

S586e	Silva, Iraneide Paim. Efluentes de suinocultura: uma revisão integrativa das tecnologias de tratamento e dos impactos ambientais. / Iraneide Paim Silva._ Cruz das Almas, Bahia, 2026. 152f.; il. Orientador: Prof ^a. Dr ^a Selma Cristina da Silva Co-orientador: Prof ^a. Dr ^a. Gabriella Laura Peixoto Botelho. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrária, Ambientais e Biológicas, Mestre em Engenharia Agrícola. 1.Suinocultura. 2. Tratamento de efluentes 3. impactos ambientais I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Título. CDD: 636.4
-------	--

Ficha elaborada pela Biblioteca Central - UFRB.
Responsável pela Elaboração - Neubler Nilo Ribeiro da Cunha (*Bibliotecário - CRB5/1578*)
(os dados para catalogação foram enviados pelo usuário via formulário eletrônico)

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**EFLUENTES DE SUINOCULTURA: UMA REVISÃO INTEGRATIVA DAS
TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DOS IMPACTOS AMBIENTAIS**

Comissão Examinadora da Defesa de Dissertação de
Iraneide Paim Silva

Aprovada em:



Documento assinado digitalmente
SELMA CRISTINA DA SILVA
Data: 01/06/2026 08:29:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientadora: Profa. Dra. Selma Cristina da Silva
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB/CETEC



Documento assinado digitalmente
PATRICIA DOS SANTOS NASCIMENTO
Data: 28/05/2026 11:27:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Membro externo: Profa. Dra. Patrícia dos Santos Nascimento
Universidade Estadual de Feira de Santana– UEFS/DTEC



Documento assinado digitalmente
GILMARA FERNANDES EÇA
Data: 28/05/2026 09:02:17-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Membro interno: Profa. Dra. Gilmara Fernandes Eça (UFRB)
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB/CETEC

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida e pela oportunidade de me dedicar a esta pesquisa.

Expresso minha profunda gratidão aos amigos iluminados que Ele colocou em meu caminho, guiando meus passos e amparando-me nos momentos de maior dificuldade.

Sou imensamente grata a todos que, de alguma forma, contribuíram para minha chegada até aqui:

À minha família, em especial à minha mãe, Iracene Paim Silva, e aos meus irmãos Iranildes Paim Silva, Irana Paim Silva, Iracelia Paim Silva, Ednei Paim Silva e Marcos Antonio Paim Silva, além de sobrinhos e cunhados, por estarem presentes nos momentos difíceis e por serem minha base sólida em todos os momentos da vida.

À Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA), reitor(a), diretores, coordenadores e toda a administração, pelo apoio e pelo espaço que proporcionaram ao desenvolvimento acadêmico.

Às instituições de fomento à pesquisa, em especial à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos colaboradores da universidade, notadamente Sueli Menezes, Edilson Bastos, Sandoval Santos da Cruz, Dona Meire Margareth Oliveira e Dona Rita de Cassia, que jamais mediram esforços para ajudar, sempre atenciosos e solícitos na resolução de problemas.

Aos meus professores, que foram fundamentais em minha formação acadêmica e profissional, incentivando-me a ir além. Em especial, agradeço aos professores Lucas Melo Vellame, Francisco Airdesson, Isabel Cristina Moraes, Everton Luis Poelking, Toshik Iarley da Silva e Mairton Gomes da Silva, pelo compartilhamento de conhecimentos e experiências.

Às minhas orientadoras, a professora Sema Cristina da Silva (orientadora) e Gabriella Laura Peixoto Botelho (Coorientadora), por compartilharem seus saberes e guiarem a construção deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora de qualificação e defesa, professores: Priscila Furtado Campos, Gilmaria Fernandes Eça, Mairton Gomes da Silva e Patrícia dos Santos Nascimento, pela disponibilidade e valiosas contribuições.

Agradeço, sobretudo, às minhas amigas, cujo apoio e amizade foram essenciais ao longo desta jornada. Em especial, agradeço a Antonival Tosta Dias e a Astrogilda Sampaio pelo apoio

incondicional, pelo incentivo e confiança que me deram em minha trajetória acadêmica e pessoal. Sou grata por tê-las ao meu lado.

A todos os pesquisadores e amigos do NEAS, pela disposição em esclarecer dúvidas, oferecer sugestões e tornar momentos de tensão em pausas revigorantes. Gratidão pelos ensinamentos compartilhados.

Aos pesquisadores que mantêm viva a produção científica no país, especialmente aqueles citados neste trabalho, sem os quais a ciência não avançaria.

Imensamente grata a todos por fazerem parte desta jornada. Muito obrigada!

A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu,
mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre
aquilo que todo mundo vê.

(Arthur Schopenhauer)

RESUMO

A suinocultura intensiva é uma atividade que produz diversos benefícios econômicos e sociais, ocupando lugar de destaque na cadeia produtiva do agronegócio mundial. Porém, um dos principais desafios encontrados nesse setor é o descarte dos dejetos provenientes do manejo das granjas suinícolas, que requer tratamento adequado antes da sua destinação final, a fim de evitar impactos ambientais. Desta forma, esse trabalho tem por objetivo analisar as tecnologias de tratamento de efluentes da suinocultura para identificar a solução mais vantajosa ao pequeno produtor, sob as perspectivas de impacto ambiental, produção de biogás e potencial de fertirrigação e reúso. A pesquisa consiste numa revisão integrativa, com recorte transversal (2019 a jan. 2025). Dos trabalhos avaliados, aproximadamente 57% foram conduzidos em escala de laboratório, bancada ou protótipo, utilizando reatores controlados. Dentre os métodos destacados, o mais citado foi a digestão anaeróbia (DAN) (85,71%), embora (14,29%) dos trabalhos não utilizem a DAN como processo central de tratamento ou objeto de estudo, estes focam em processos físico-químicos ou avançados, métodos físicos de filtração, tecnologias de remediação natural ou gestão de recursos hídricos e comportamento animal. Dos estudos com foco predominante na produção de Biogás/Metano se concentram (53,33% do grupo DAN), com medições experimentais de produtividade volumétrica, rendimento ou potencial energético do biogás. Ademais, (46,67% do grupo DAN) focaram na eficiência de remoção de carga orgânica (DQO/DBO), nutrientes, patógenos ou no uso do digestato na agricultura, associando a digestão anaeróbia a processos complementares, como tratamento avançado ou físico-químico. Das tecnologias acessíveis ao pequeno produtor, o reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), superou a produção do biogás em produtividade volumétrica e compactidade frente ao reator anaeróbio de mistura completa (CSTR), mantendo desempenho em remoções de DQO e DBO acima de 91,7% e produção de metano (~73%), mesmo não atendendo à legislação para lançamento. Quanto à remoção de nitrogênio, outros estudos corroboram alta eficiência para as *wetlands* construídos (WCs), no polimento de efluentes, citando remoções de nitrogênio na ordem de 82,3% a 98%. A análise dos estudos revela que as técnicas atuais, predominantemente baseadas em processos biológicos anaeróbios como biodigestores, lagoas de estabilização e esterqueiras, condicionam efluentes à disposição final, mas raramente atendem integralmente aos padrões da CONAMA n. 430/2011, exigindo polimento avançado para cumprir os limites legais. Dentro das publicações analisadas, o arranjo tecnicamente robusto e integrado para pequenos produtores é o sistema composto por peneiramento e reator UASB, seguidos por unidades de polimento natural como o tanque de evapotranspiração (TEVAP) e sistemas WCs. Esses sistemas mostram-se robustos para tratamento em fluxo contínuo e, com baixa demanda por mão de obra especializada, transformam passivos ambientais em ativos como o biogás (energia), biofertilizante e água para reúso na própria granja. A revisão integrativa destaca a necessidade de sistemas multifacetados em conformidade com as normas federais e estaduais vigentes, recomendando validação em escala real.

Palavras-chaves: Suinocultura intensiva, tratamento de efluentes, produção de biogás, impactos ambientais, reúso na fertirrigação.

ABSTRACT

Intensive pig farming is an activity that generates numerous economic and social benefits, occupying a prominent place in the global agribusiness supply chain. However, one of the main challenges in this sector is the disposal of manure from pig farm operations, which requires proper treatment before final disposal to avoid environmental impacts. Thus, this study aims to analyze pig farming effluent treatment technologies to identify the most advantageous solution for small-scale producers, from the perspectives of environmental impact, biogas production, and fertigation and reuse potential. The research is an integrative review with a cross-sectional scope (2019 to Jan. 2025). Of the evaluated studies, approximately 57% were conducted at laboratory, bench, or prototype scale, using controlled reactors. Among the highlighted methods, anaerobic digestion (AD) was the most cited (85.71%), although 14.29% of the studies did not use AD as the central treatment process or study focus; these addressed physicochemical or advanced processes, physical filtration methods, natural remediation technologies, water resource management, or animal behavior. Studies predominantly focused on biogas/methane production represent 53.33% of the AD group, with experimental measurements of volumetric productivity, yield, or biogas energy potential. Additionally, 46.67% of the AD group emphasized organic load removal efficiency (COD/BOD), nutrients, pathogens, or digestate use in agriculture, associating anaerobic digestion with complementary processes such as advanced or physicochemical treatments. Among technologies accessible to small-scale producers, the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor outperformed the Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR), in biogas volumetric productivity and compactness, while achieving COD and BOD removals above 91.7% and methane production (~73%), even without meeting discharge regulations. For nitrogen removal, other studies confirm high efficiency of constructed wetlands (CWs) in effluent polishing, with rates from 82.3% to 98%. Analysis of the studies shows that current techniques predominantly based on anaerobic biological processes like biodigesters, stabilization ponds, and manure pits prepare effluents for final disposal but rarely fully comply with CONAMA n. 430/2011 standards, necessitating advanced polishing to meet legal limits. Among the analyzed publications, the technically robust and integrated system for small producers comprises screening followed by a UASB reactor, then natural polishing units such as the evapotranspiration tank (TEVAP) and CW systems. These systems are robust for continuous-flow treatment and, with low demand for specialized labor, transform environmental liabilities into assets like biogas (energy), biofertilizer, and water for on-farm reuse. The integrative review highlights the need for multifaceted systems compliant with current federal and state regulations, recommending full-scale validation.

Keywords: Intensive pig farming, effluent treatment, biogas production, environmental impacts, fertigation reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Evolução da produção mundial de carnes suína no período de 2016-2024, em milhões de toneladas (Mt)	8
Figura 2: Abate de suíno por Unidade Federativa em 2024	11
Figura 3: Mapa com os municípios da Bahia onde é registrado a população de suínos	13
Figura 4: Classificação dos sistemas de exploração de suínos, por tipo de manejo.....	14
Figura 5: Recursos, insumos e impactos ambientais da cadeia de produção de suínos	27
Figura 6: Riscos ambientais provenientes ao manejo inadequado dos dejetos líquidos suinícola.....	27
Figura 7: Formas pontuais de poluição resultante da atividade suinícola	28
Figura 8: Rotas metabólicas e grupos microbianos da digestão anaeróbia	36
Figura 9: Classificação do tipo de pesquisa adotado nesse estudo	55
Figura 10: Fluxograma PRISMA para seleção dos estudos nas bases de dados	64
Figura 11: Distribuição percentual das publicações selecionadas por periódico	65
Figura 12: Publicações selecionadas e aceitas nos periódicos utilizados na busca.....	66
Figura 13: Distribuição anual das publicações selecionadas de (2019 - Jan/2025)	69
Figura 14: Distribuição das publicações selecionadas, segundo a tipologia.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estimativa da produção mundial de carne suína (Mt): 2020–2025.	9
Tabela 2: Balanço da suinocultura Brasileira em (toneladas em equivalência carcaça) nos últimos 5 anos de crescimento percentual anual da disponibilidade interna	10
Tabela 3: Percentual efetivo de suínos por regiões Brasileiras em 2024.....	11
Tabela 4: Quantitativo populacional de suínos em alguns municípios na Bahia em 2025	12
Tabela 5: Quantidade de água consumida por animal, por fase de produção.....	17
Tabela 6: Produção média diária de dejetos nas diferentes fases de produção de suínos.....	21
Tabela 7: Quantidade de dejetos gerados por animal por fase de produção	22
Tabela 8: Composição média dos dejetos de suínos avaliados no Brasil	25
Tabela 9: Quantidade de estudos importados na ferramenta Parsifal.	61
Tabela 10: Escala e distribuição geográfica das pesquisas analisadas.....	66
Tabela 11: Quantidade de publicações por periódicos selecionados	68
Tabela 12: Panorama quanto à abordagem dos artigos selecionados	70

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação da produção de suínos.....	7
Quadro 2: Etapas da metodologia da revisão integrativa de literatura.....	54
Quadro 3: Bases de dados selecionadas e área do conhecimento cobertas.....	59
Quadro 4: Estratégias de busca na biblioteca eletrônica e bases de dados	59
Quadro 5: Estratégia de busca na base <i>Google Scholar</i> de forma manual.....	60
Quadro 6: Questões Específicas.	60
Quadro 7: Critérios específicos de inclusão e exclusão.	61
Quadro 8: Principais autores, temas e aspectos observados na revisão	62
Quadro 9: Principais autores, temas e aspectos observados na revisão (cont.).....	63
Quadro 10: Disponibilidade do biogás para abastecimento das propriedades	84
Quadro 11: Caracterização analítica dos tratamentos por digestão anaeróbia nas pesquisas avaliadas.	124
Quadro 12: Caracterização analítica e desempenho das tecnologias de polimento avançado e tratamentos complementares das pesquisas avaliadas.....	131

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCS	Associação Brasileira de Criadores Suínos
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
CC	Ciclo completo
C/N	Carbono/Nitrogênio
CT	Crescimento/Terminação
COV	Carga orgânica volumétrica
CR	Crechário
DA N	Digestão anaeróbica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
GEE	Gases de efeito estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IICA	Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura
IMA	Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
PNE	Plano Nacional de Energia
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
SS	Sólidos Suspensos
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UPD	Unidade de produção de desmamados
UPL	Unidade produtora de leitões
UT	Unidade de terminação
EFC	Eletrocoagulação-flotação

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Geral	3
2.2. Específicos	3
3. REFERENCIAL TEÓRICO	4
3.1 HISTÓRICO DO PROCESSO DE INDUSTRIALIZAÇÃO DA SUINOCULTURA	4
3.2 PANORAMA NACIONAL E MUNDIAL NA SUINOCULTURA	6
3.2.1 Cenário Mundial	7
3.2.2 Cenário Nacional	9
3.2.3 Sistemas de criação de suínos	13
3.3 CONSUMO DE ÁGUA NA SUINOCULTURA	14
3.4 PRODUÇÃO DE EFLUENTES NA SUINOCULTURA	20
3.4.1 Composição físico-química dos efluentes de suinocultura	23
3.5 IMPACTOS AMBIENTAIS	26
3.5.1 Riscos ambientais e reuso inadequado dos dejetos da suinocultura no solo	27
3.5.2 Impacto do lançamento dos efluentes nos corpos hídricos	29
3.5.3 Uso dos efluentes da suinocultura na fertirrigação	32
3.6 TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA	33
3.6.1 Digestão anaeróbia	35
3.6.2 Potencial energético do biogás	37
3.6.3 Necessidade de transição energética	39
3.6.4 Tratamento de efluentes de suinocultura com processo anaeróbio	40
3.6.4.1 Esterqueiras	40
3.6.4.2 Biodigestor: lagoa coberta e canadense	41
3.6.4.3 Lagoas de estabilização (anaeróbia)	42
3.6.4.4 Reator anaeróbio compartimentado (RAC)	43
3.6.4.5 Reator UASB (Upflow anaerobic sludge blanket)	44
3.6.4.6 Reator anaeróbio de mistura completa (CSTR)	45
3.6.4.7 Codigestão anaeróbia (CoDA)	46
3.6.5 Tratamentos não-anaeróbios	46
3.6.5.1 Lagoas de estabilização (facultativas e aeróbias)	46
3.6.5.2 Sistemas Alagados Construídos (SAC)	47
3.6.5.3 Filtro de evapotranspiração (TEVAP)	49
3.6.6 Tratamento avançado	50
3.6.6.1 Eletrocoagulação-flotação (ECF)	50
3.6.6.2 ANAMMOX [®]	51
3.6.6.3 Processos oxidativos avançados (POA)	52
4. METODOLOGIA	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	64

5.1	TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA: TECNOLOGIAS E IMPACTOS AMBIENTAIS	73
5.1.1	Digestão anaeróbia (DAN) nos trabalhos avaliados:	73
5.1.1.1	Avaliação dos tratamentos com DAN para lançamento em corpos hídricos	74
5.1.1.2	Avaliação dos tratamentos com DAN para uso na fertirrigação	76
5.1.1.3	Potencial e eficiência para produção de biogás	79
5.1.2	Tratamentos aeróbios, físico-químicos e avançados de efluentes da suinocultura	86
5.1.2.1	Avaliação dos tratamentos aeróbios, físico-químico ou avançados para lançamento em corpos hídricos	87
5.1.2.2	Avaliação dos tratamentos aeróbios, físico-químico ou avançados no uso para fertirrigação	89
5.1.2.3	Potencial para reuso	93
5.2	IMPACTOS DA FERTIRRIGAÇÃO DOS EFLUENTES SUINÍCOLAS TRATADOS OU NÃO NO SOLO E NOS RECURSOS HÍDRICOS	94
6.	CONCLUSÃO	96
7.	REFERÊNCIAS	97
ANEXO A		124
ANEXO B		130

1. INTRODUÇÃO

O cenário atual de degradação ambiental, marcado pela má distribuição e poluição dos recursos hídricos, intensifica-se com a expansão das atividades agropecuárias. Isso revela a vulnerabilidade dos sistemas socioambientais e a urgência por estratégias eficazes para assegurar água adequada, essencial ao desenvolvimento sustentável e à sobrevivência das espécies.

Segundo Miranda *et al.* (2020), os sistemas intensivos de produção animal, embora essenciais para atender à crescente demanda por produtos de origem animal, têm provocado aumento expressivo no rebanho alojado. Aliado a isso, o crescimento populacional e o avanço da urbanização impulsionaram a demanda global por proteínas de alto valor nutricional, como a carne suína. Esses fatores vêm exercendo pressão significativa sobre os recursos naturais, devido ao desequilíbrio entre o número de animais e a capacidade de suporte do ambiente, sobretudo em regiões de elevada concentração produtiva.

De acordo com Fatobene *et al.* (2021), esse cenário estimulou a adoção de sistemas de produção intensivos e confinados na suinocultura, os quais possibilitaram expressivos ganhos de produtividade. Entretanto, esse modelo produtivo também ampliou os desafios relacionados ao consumo de água e à geração de grandes volumes de efluentes com elevado potencial poluidor.

No Brasil, esse modelo de criação intensivo de suínos destaca-se como uma das cadeias produtivas mais relevantes do agronegócio, exercendo papel estratégico nos âmbitos econômico e social, especialmente na geração de empregos e na fixação do trabalhador no meio rural (ABPA, 2022; Coser, 2010; Giron, 2019). Contudo, o manejo dos animais, aliado ao elevado consumo de água e à higienização das instalações, resulta na produção significativa de efluentes líquidos, configurando-se como um dos principais entraves ambientais da atividade (Oliveira, 2002a; Casalechi *et al.*, 2021).

Diversos estudos indicam que a elevada geração de efluentes na suinocultura está diretamente associada ao volume expressivo de água nas granjas, influenciado por desperdícios em sistemas de dessedentação, falhas em equipamentos hidráulicos, práticas de limpeza inadequadas (Tavares, 2012; Silva; França; Oyamada, 2015; Couto, 2019), associado à falta de equipamentos de medição de consumo (hidrômetros) (Little *et al.* 2022). Essa condição, segundo Giron (2019) e Couto (2019), impõe desafios relevantes às etapas de coleta,

armazenamento, tratamento e destinação final dos dejetos, especialmente em sistemas de pequeno e médio porte.

De acordo com Soares (2020), a destinação inadequada de dejetos suínos provoca impactos ambientais significativos, como poluição da água, do solo e do ar. O lançamento direto ou indireto desses efluentes em mananciais superficiais pode ocasionar eutrofização, anaerobiose e mortandade de organismos aquáticos, comprometendo a qualidade da água e seus usos múltiplos (De Luca *et al.*, 2017a; Casalechi *et al.*, 2021).

Além disso, a aplicação excessiva desses efluentes no solo, sem critérios técnicos adequados, pode resultar no acúmulo de nutrientes, especialmente fósforo, bem como na percolação de contaminantes para camadas mais profundas, atingindo lençóis freáticos e aquíferos subterrâneos (Gusmão, 2008).

Outro impacto relevante crítico associado à suinocultura intensiva refere-se à emissão de gases provenientes da decomposição dos dejetos, como os gases dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), principais responsáveis pelo aumento do efeito estufa gerado por essa atividade. Esses compostos podem comprometer a qualidade do ar nas instalações de produção, afetar a saúde animal e humana e contribuir para o aumento das emissões de gases de efeito estufa da atividade (Felix e Cardoso, 2004; Tavares, 2012).

Diante desses impactos, o tratamento adequado dos efluentes torna-se fundamental para a mitigação dos danos ambientais e para o atendimento às exigências legais. O cumprimento dessas exigências representa um desafio para o setor, sobretudo em função dos custos de implantação e operação dos sistemas de tratamento (Maroubio, 2021).

Nesse contexto, diferentes tecnologias são aplicadas aos tratamentos de efluentes da suinocultura, abrangendo processos físicos, químicos e biológicos voltados a pequenos, médios e grandes produtores. Dentre essas alternativas, o processo biológico por meio da digestão anaeróbia tem sido amplamente utilizado por sua eficiência na redução do potencial poluidor dos dejetos, na estabilização da matéria orgânica e na produção de biogás, agregando valor econômico à atividade. O digestato resultante da biodigestão apresenta potencial para uso como biofertilizante na agricultura, especialmente na fertirrigação (Almeida, 2016; Braga, 2015).

Entretanto, embora a digestão anaeróbia (DAN) apresente enorme potencial para a estabilização de dejetos suínos, o digestato gerado ainda carrega uma carga poluidora, que em muitos casos impede seu uso irrestrito sem processos complementares. Assim, técnicas como lagoas de estabilização e *wetlands* construídos (WCs) removem nutrientes e microrganismos

adicionais, enquanto tecnologias avançadas como eletrocoagulação-flotação (ECF), processos oxidativos avançados (POA) e filtros orgânicos eliminam poluentes específicos e patógenos. Integradas adequadamente, essas soluções potencializam a eficiência do tratamento de efluentes suinícolas, assegurando reúso seguro da água, conformidade ambiental e otimização produtiva.

Ao sistematizar o conhecimento existente, esta pesquisa contribui para a identificação de lacunas e desafios no tratamento e reúso de efluentes suinícolas. Esse esforço visa subsidiar pesquisadores e produtores na escolha de tratamentos adequados ao tipo de produção, infraestrutura e destino final do efluente, considerando as especificidades da matriz residual e as exigências do destino final. Tais recomendações viabilizam não apenas a valorização energética (biogás) e agronômica (digestato), como também promovem o reúso seguro e redução de impactos ambientais em conformidade com os padrões estabelecidos pelas legislações federais e estaduais vigentes.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Identificar, com base na amostra de estudo, soluções adequadas ao tratamento de efluentes da suinocultura que atendam à demanda do pequeno produtor quanto aos aspectos ambientais, geração de biogás e reúso

2.2. Específicos

- Identificar as tecnologias utilizadas no tratamento de efluentes de suinocultura;
- Verificar a qualidade dos efluentes gerados pela atividade para lançamento nos corpos d'água e para uso em fertirrigação;
- Levantar os impactos do efluentes tratados no solo e nos recursos hídricos;
- Investigar o uso da digestão anaeróbia como tecnologia de tratamento, e seu potencial na geração de biogás para suprimento energético na suinocultura.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 HISTÓRICO DO PROCESSO DE INDUSTRIALIZAÇÃO DA SUINOCULTURA

A modernidade gerou um modelo de civilização baseado na produção e no consumo desenfreados, que repercutem na exploração excessiva do meio ambiente. A emergência em proteger o meio natural trouxe uma crescente preocupação com o uso e aproveitamento racional dos recursos naturais. Essa emergência provocou a necessidade de consolidar um processo de gestão (Ferreira, 2012, p. 25).

Segundo Gastardelo e Melz (2014), com a industrialização da suinocultura, diversos impactos, tanto positivos quanto negativos, despontam em diferentes níveis da cadeia produtiva suína. Sua evolução é marcada por mudanças significativas em escala global, refletindo transformações culturais, religiosas, tecnológicas e econômicas.

A origem do suíno doméstico (*Sus scrofa domesticus* L.) está envolta em controvérsia desde suas raízes históricas. A suinocultura industrial, conta que estudos arqueológicos, apontam que o homem teria deixado de ser nômade há 10000 anos a.c., passou a cultivar cereais e criar animais em cativeiro, o primeiro desses animais, provavelmente teria sido o javali (*Sus scrofa*), que na descendência, daria origem ao porco doméstico e isso teria ocorrido em uma região do extremo oeste da Ásia que corresponde hoje à porção asiática da Turquia (Roppa, 2014, p. 23).

A domesticação dos suínos e sua notável capacidade onívora¹ facilitaram sua alimentação em diferentes ambientes naturais, disponíveis nas rotas migratórias (Gastardelo e Melz, 2014); Roppa, 2014). Os mesmos autores apontam ainda que, o ser humano, inserido nesses processos migratórios e dotado de grande adaptabilidade, acabou por abandonar o nomadismo, especialmente após longos períodos em busca de terras férteis e fontes de água para o cultivo de cereais.

Esse novo contexto favoreceu a transição para práticas agrícolas e o surgimento das primeiras civilizações sedentárias, estabelecendo um modo de vida que perdura até os dias atuais. No entanto, segundo Roppa (2014) e Faganello (2009) nessas sociedades antigas, a necessidade de acumular energia fez com que os porcos, e não os cereais, se tornassem a principal fonte alimentar. Dessa forma, a criação desses animais foi considerada uma das atividades centrais dessas comunidades, desempenhando papel fundamental na organização social e econômica das primeiras civilizações sedentárias.

¹ **Onívoros:** Categoria que abrange desde insetos até mamíferos (seres humanos). Demonstram capacidade notável de consumir uma ampla variedade de alimentos, incluindo plantas e outros animais. (National Geographic, 2024), <https://www.nationalgeographicbrasil.com/animais/2024/07/o-que-os-onivoros-comem-saiba-mais>.

A domesticação dos suínos tem origem incerta, visto que é apontada, com evidências arqueológicas para o Oriente Médio (bacia do Rio Tigre) e China, por volta de 9.000 anos a.C. (Gastardelo e Melz, 2014). Contudo, o mesmo autor destaca que a carne suína consolida-se como fonte essencial de proteína em diversas culturas globais. No entanto, sua aceitação varia significativamente conforme diferentes contextos culturais e religiosos.

Apesar de ser a carne mais consumida globalmente, a carne suína enfrenta restrições em determinados países, onde hábitos tradicionais, proibições religiosas e crenças dogmáticas, a exemplo dos hinduístas, onde o consumo está diretamente atrelado com suas castas, os budistas que não consomem carnes, pois consideram o ato uma ação violenta aos animais, bem como, o judaísmo, islamismo, e adventistas que também impõem proibições ao consumo, o que influenciam a escolha alimentar dessas populações.

Com o passar do tempo, especialmente nas décadas de 1970 e 1980, houve uma modernização significativa na produção suinícola, impulsionada pela demanda crescente por carne suína e pela introdução de técnicas de manejo mais eficientes (ABPA, 2021).

Segundo Bertol *et al.* (2019), mudanças alimentares dos animais se intensificaram durante o século XX, quando começou um manejo tecnificado². Isso porque o mercado passou a exigir cada vez mais alta produtividade, com menores custos e melhor qualidade. O suíno deixou de ser o “porco” do passado, que se alimentava de restos de alimentos e eram criados em chiqueiro, e deu espaço ao suíno moderno, criado em sistemas limpos, de alta tecnologia e rigor sanitário com protocolos de vacinações, vermifugações e manejos adequados (Moura e Ribeiro, 2021).

A partir da década de 1990, o Brasil se tornou um dos maiores produtores e exportadores de carne suína do mundo. A produção se concentrou, principalmente, nas regiões sul e sudeste do país, onde as condições climáticas e a infraestrutura favorecem a atividade (ABCS, 2011).

No final da década de 1990, os frigoríficos brasileiros aumentaram sua presença nos mercados internacionais, e as novas exigências, incentivaram mais investimentos na suinocultura, com a implantação de tecnologias modernas e boas práticas de produção, permitindo que o país alcançasse a quarta posição no *ranking* dos países maiores produtores em 2016 (Gastardelo e Melz, 2014). Entretanto, é importante ressaltar que ao mesmo tempo que a

² **Manejo tecnificado:** caracteriza-se pela produção em maior escala, com emprego de tecnologia em genética animal, nutrição, sanidade, biossegurança, fazendo acompanhamento dos indicadores zootécnicos e sanitários de sua produção (MAPA, 2023- Documento DIVIG V - SUI 28974831 SEI 21000.043198/2023-91/ p. 3).

atividade permitiu ganhos de escala e produtividade, levou ao recrudescimento dos impactos ambientais dessa atividade (Ito; Guimarães; Amaral, 2016 e Maroubó, 2021).

O avanço do processo de industrialização da suinocultura, especialmente a partir da modernização das técnicas produtivas e do aumento da escala de criação, trouxe ganhos significativos em produtividade, integração tecnológica e competitividade no mercado nacional e internacional. No entanto, esse crescimento acentuado também resultou na intensificação da concentração animal por área, aumento do uso de insumos e, conseqüentemente, na produção de elevados volumes de efluentes com alto potencial poluidor (Soares *et al.*, 2024; Fatobene *et al.*, 2021; Maradini, 2021).

O histórico de expansão da suinocultura no mundo, mostra como o crescimento do setor está intrinsecamente ligado à geração de resíduos sólidos e líquidos de alta carga orgânica e microbiológica, tornando o gerenciamento desses subprodutos um desafio ambiental de grande magnitude.

Portanto, ao mesmo tempo, em que a industrialização dentro do contexto histórico potencializou o desenvolvimento da suinocultura em importantes setores, também intensificou sua responsabilidade ambiental. O gerenciamento eficiente dos efluentes tornou-se um dos maiores desafios do setor, demandando o aprimoramento contínuo das tecnologias de tratamento para garantir a sustentabilidade produtiva e a preservação dos recursos naturais.

3.2 PANORAMA NACIONAL E MUNDIAL NA SUINOCULTURA

A produção animal desempenha um papel crucial na manutenção da alimentação humana e tem evoluído ao longo da história. A suinocultura, em especial, constitui um dos ramos mais valiosos dessa produção.

Essa atividade pecuária é responsável pela criação de suínos para a produção de alimentos e derivados (principal fonte de proteína animal do mundo), e dotada de uma grande importância do ponto de vista social e econômico no país, bem como instrumento de fixação do homem no campo (Silva, 2015).

A suinocultura divide-se, basicamente, em operações ou sistemas agroindustriais de grande escala, tradicionais de pequena escala, rurais e familiares (Gastardelo e Melz, 2014). A produção industrial é a tendência mais significativa no cenário da suinocultura atual e unifica a intensificação, aumento de escala e concentração geográfica da produção animal (FAO, 2010).

Trata-se de uma atividade economicamente importante para produção de carnes e outros derivados contribuindo na geração de emprego e renda. A produção de suínos é classificada segundo o porte do animal em pequena, média e grande (Quadro 1) e é geralmente baseada no número de matrizes (fêmeas reprodutoras) por produtor em uma granja (Bonett; Monticelli, 1998).

Quadro 1: Classificação da produção de suínos.

Classificação da produção de suínos	Porte (número de matrizes)
Pequena produção	Menos de 21 matrizes
Média produção	Entre 21 e 100 matrizes
Grande produção	Mais de 100 matrizes

Fonte: Bonett e Monticelli (1998).

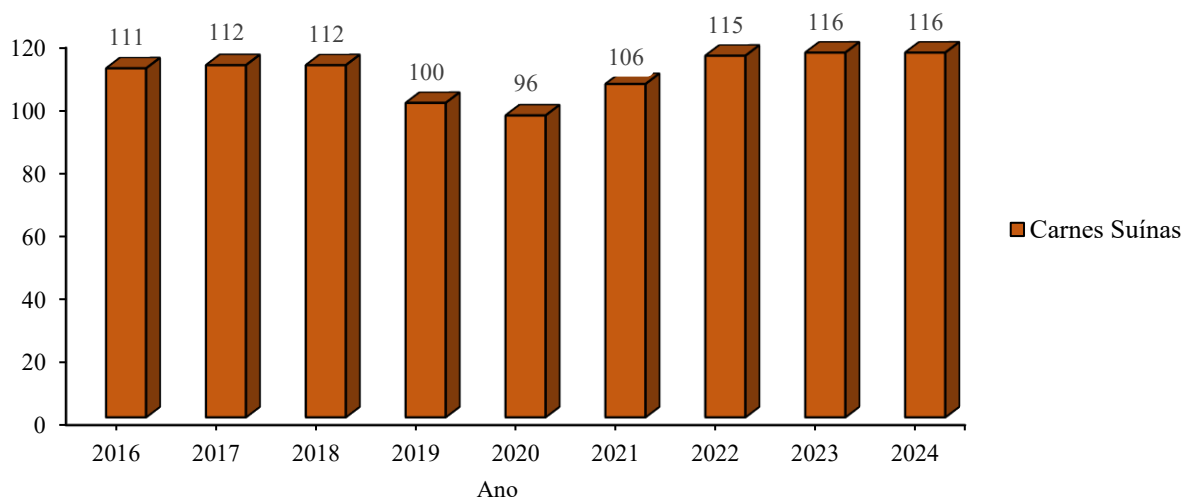
3.2.1 Cenário Mundial

Conforme a ABPA (2025), o *ranking* mundial de produção de carne suína distingue produtores individuais (países soberanos) de blocos supranacionais, conforme convenções metodológicas do Departamento de agricultura dos Estados Unidos (USDA), evitando dupla contagem em análises globais. Assim, os cinco principais produtores individuais são: China (1º, ~57 milhões de toneladas), Estados Unidos (2º, ~12,7 milhões de toneladas), Brasil (3º, ~5,3 milhões de toneladas), Rússia (4º) e Vietnã (5º) ambos com (~4 milhões de toneladas). A União Europeia, como bloco de 27 países, (Alemanha como principal produtora interna com ~5-6 milhões de toneladas), posiciona-se como a segunda maior produtora global agregada (~21 milhões de toneladas), superando os Estados Unidos em soma coletiva, sendo destaque no ranking na 2º posição em produção.

A crise da Peste Suína Africana (PSA) enfrentada pela China em 2018 representou o início de uma crise global para a suinocultura. Essa situação exigiu a implementação de uma vigilância sanitária rigorosa e protocolos de biossegurança intensificados, tanto na China quanto em diversos outros países, devido ao alto risco de patogenicidade e à complexidade da transmissão da doença. A crise evidenciou a necessidade de cooperação internacional para mitigar seus efeitos negativos, que impactou significativamente a produção mundial de carne suína, a qual caiu de 112 milhões de toneladas (Mt) em 2018 para 101 milhões de toneladas em 2019, chegando a 96 milhões de toneladas em 2020, seu período mais crítico dos últimos cinco anos (Talamini; Scheuermann e Martins, 2024).

A Figura 1 ilustra a trajetória da proteína animal (suína) em milhões de toneladas, entre os anos de 2016 a 2024, com destaque para a recuperação da suinocultura.

Figura 1: Evolução da produção mundial de carnes suína no período de 2016-2024, em milhões de toneladas (Mt)



Fonte: Adaptado do Anuário 2025 da Avicultura Industrial (2024).

Segundo Gale; Kee; Hung (2023) o ocorrido fez com que a China, entre os anos de 2018 e 2021, reduzisse drasticamente o rebanho suíno, causando escassez de 27,9 milhões de toneladas de carne, evidenciando a necessidade de vigilância sanitária, para todos os países, sobretudo o Brasil, em prevenção de surtos. O rebanho suíno da China experimentou um ciclo de 30 meses de declínio, voltando a se recuperar e ocupar a posição de maior importador global de carne suína, absorvendo 45% das importações mundiais em 2020.

É importante destacar que a retomada da produção chinesa eleva a produção global de carne suína para 116 milhões de toneladas (Mt) em 2023 e 2024 (Figura 1), um volume que ultrapassa os níveis pré-PSA (Anuário 2025 da Avicultura Industrial, 2024), evidenciando a resiliência da suinocultura frente a crise sanitária global.

Em números absolutos, a China é o país com o maior crescimento no consumo, com quase metade da carne consumida em todo o mundo, com expectativa para 2025 em 55,5 mil (toneladas equivalentes em carcaça)³.

³ **Tonelada em peso equivalente carcaça (TEC):** indicador que padroniza o peso da carne para comparação entre tipos (in natura com/sem osso ou industrializada), considerando perdas por desossa e cozimento em relação ao peso da carcaça. Os índices: tonelada métrica de carne *in natura* com osso $\times 1,0$; *in natura* sem osso $\times 1,3$; carne industrializada $\times 2,5$ (Tonini, 2010). Disponível em: <https://www.scotconsultoria.com.br/imprimir/noticias/6426>.

A Tabela 1 apresenta o *ranking* de produção de carne suína no mundo e os principais países produtores entre os anos de 2020 a 2025.

Tabela 1: Estimativa da produção mundial de carne suína (Mt): 2020–2025

Principais países produtores carne suína no mundo (milhões de toneladas em peso equivalente carcaça – Mt EC)						
País	2020	2021	2022	2023	2024	2025
China	36,34	47,50	55,41	57,94	56,75	55,50
UE*	23,22	23,62	22,28	20,83	21,25	20,90
EUA	12,85	12,56	12,25	12,39	12,68	12,94
Brasil	4,43	4,89	5,18	5,29	5,36	5,45
Rússia	3,61	3,70	3,91	4,00	4,14	4,28
Vietnã	2,93	3,11	3,31	3,55	3,66	3,77
Canadá	2,12	2,10	2,08	2,11	2,09	2,13
Outros	10,88	11,00	11,03	11,04	10,96	11,07
Total	96,06	107,95	114,62	116,30	116,02	115,13

Fonte: Formigoni (2024), Farmnews, adaptado de projeções USDA para 2025.

Nota: * Para efeito estatístico, a União Europeia foi considerada um só país.

A China se destaca no topo do *ranking* como o principal produtor, mesmo em meio à crise vivida, com uma recuperação de mercado para anos subsequentes. Diante desses cenários vividos pela China, a projeção do total de 115,13 milhões de toneladas em equivalente carcaça para 2025, apresentado na tabela 1, revela uma contradição aparente, pois embora represente uma queda de 0,77% em relação a 2024 (o menor patamar desde 2022), o período acumulado de 2020 a 2025 exibe um crescimento de 19,87%, passando de (96,06 para 115,13 milhões de toneladas) (USDA, 2025).

Essa dualidade reflete uma desaceleração recente, em contraste com a expansão histórica na produção dos últimos anos. A retração na produção da China e da União Europeia prevista para 2025 decorre principalmente da redução na oferta pelos principais produtores mundiais. Na China, isso está relacionado à recuperação parcial do rebanho, com estoques de matrizes ainda em reconstrução. Na União Europeia, os altos custos de produção e as políticas ambientais restritivas geram pressões estruturais. Enquanto isso, espera-se crescimento nos EUA, Brasil, Rússia, Vietnã e Canadá (USDA, 2025).

Entretanto, essa expansão na produtividade da suinocultura nesses países eleva significativamente os volumes de resíduos gerados.

3.2.2 Cenário Nacional

A suinocultura é uma atividade pecuária presente na maioria das regiões brasileiras, e vem se fortalecendo nas últimas décadas, devido aos investimentos em ampliação e grande

evolução na produtividade das granjas. A produção de carne suína no país cresceu 418%, ou seja, aproximadamente 5 vezes desde o ano de (1980)⁴, com a participação na produção de 995 mil toneladas em 2023 (ABPA, 2024). A Tabela 2 apresenta a produção de carne suína e o percentual utilizado no mercado interno, exportado no período de 2019 a 2024.

Tabela 2: Balanço da suinocultura Brasileira em (toneladas em equivalência carcaça) nos últimos 5 anos de crescimento percentual anual da disponibilidade interna

Ano	Produção (tonelada)	Produção <i>in natura</i> (tonelada)			
		Exportação	Disponibilidade Interna	Crescimento Disponibilidade Interna	Consumo per capita (kg/hab./ano)
2014	3,471	506	2,965	-	14,7
2015	3,643	555	3,088	4,15%	15,1
2016	3,731	733	2,998	-2,91%	14,4
2017	3,758	797	2,961	-1,23%	14,7
2018	3,974	646	3,328	12,40%	15,9
2019	3,983	750	3,233	-2,85%	15,3
2020	4,436	1,024	3,412	5,54%	16,0
2021	4,701	1.137	3,685	13,87%	16,7
2022	4,983	1.120	3,863	4,83%	18,0
2023	5,156	1.230	3,926	1,63%	18,3
2024	5,305	1.353	3,952	0,66%	18,6

Fonte: Próprio autor (2026) com dados da ABPA (2025).

Nota-se, com base na Tabela 2, um exponencial aumento no volume de produção para a série histórica no período avaliado entre 2014 a 2024. A disponibilidade interna de carne suína apresentou um aumento significativo em anos anteriores, destacando-se o crescimento de 13,87% em 2021. Contudo, houve uma redução gradual na taxa de crescimento interno, chegando a 0,66% em 2024. É importante destacar que especialmente em um cenário global impactado por diversas crises, especialmente a pandemia, contribuiu para essa dinâmica.

Por sua vez, o Brasil passa a ganhar destaque como fornecedor confiável devido às suas práticas rigorosas de sanidade animal, permitindo assim, que o país ampliasse seu mercado exportador, principalmente para países que passaram a buscar fornecedores alternativos à China desde 2023, como Filipinas, Japão, México e Singapura, aproveitando as lacunas deixadas por outros países (ABPA, 2025).

A Tabela 3 apresenta o percentual de suínos por regiões brasileiras no ano de 2024.

⁴ O crescimento da produção brasileira de carne suína vem ocorrendo praticamente ininterruptamente, desde o final da década de 1980, a partir da consolidação do melhoramento genético, avanço sanitário, manejo nutricional e do acesso ao mercado internacional (ABCS, 2011).

Tabela 3: Percentual efetivo de suínos por regiões Brasileiras em 2024

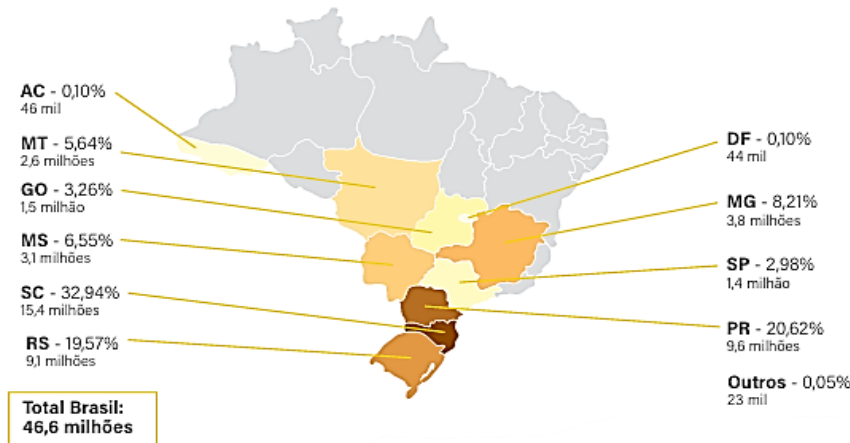
Regiões	Produção de cabeças (mil ton/ano)	Milhões de cabeças	% (milhões de cabeças)
Sul	3.710	33,42	57,74
Sudeste	1.594	14,33	24,78
Centro-Oeste	992	8,93	15,43
Nordeste	83	0,75	1,29
Norte	49	0,44	0,76
TOTAL	5.300	57,86	100

Fonte: Elaboração própria (2026) com dados de (IBGE, 2025).

As regiões Sul (57,74%), Sudeste (24,78%) e Centro-Oeste (15,43%) concentram 97,95% do abate nacional de suínos em 2024 (Tabela 3).

A Figura 2, mostra o *ranking* de abate de suíno por unidade federativa, em 2024. Nota-se que Santa Catarina lidera com percentual de 32,94% da participação nacional, seguido por Paraná (20,62%) e Rio Grande do Sul (19,57%).

Figura 2: Abate de suíno por Unidade Federativa em 2024



Fonte: ABPA (2025), dados do Ministério da Agricultura e Pecuária.

É importante salientar que, de acordo com o relatório anual de 2025 da Associação Brasileira de Produção Animal (ABPA), o Brasil registrou um total de 46,6 milhões de suínos abatidos em 2024 (ABPA, 2025). Notadamente, existe discrepância entre os dados fornecidos pelo IBGE na tabela 3, que registra um total de 57,86 milhões de cabeças abatidas em 2024 (total nacional oficial), contabilizando todos os abates (grandes, médios e pequenos estabelecimentos inspecionados). A ABPA reflete sua representatividade de (~85% da produção industrial), excluindo abates menores ou não filiados ao setor suinícola.

O efetivo do rebanho de suínos na Bahia é aproximadamente de 771. 848 cabeças (ADAB, 2025). O município de Casa Nova possui o maior número de animais, com (37. 690 cabeças), seguido de Vitória da Conquista e Pilão Arcado, respectivamente, com um rebanho de (29. 351 e 23. 547 cabeças) (Tabela 4). Reunindo os 12 principais municípios com maior número populacional de suínos, juntos representam um percentual de 28,43 % do rebanho do Estado (ADAB, 2025).

Tabela 4: Quantitativo populacional de suínos em alguns municípios na Bahia em 2025

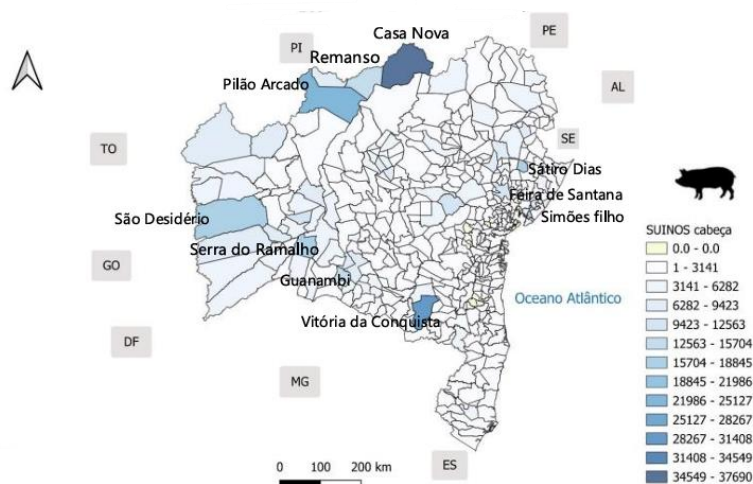
Municípios	Suínos (cabeças)
Casa Nova	37.690
Vitoria da Conquista	29.351
Pilão Arcado	23.547
Sátiro Dias	18.557
Simões Filho	17.800
São Desidério	17.656
Serra do Ramalho	16.041
Guanambi	14.025
Remanso	13.648
Serra Dourada	10.927
Feira de Santana	10.278
Itaberaba	9.883
TOTAL	219. 403

Fonte: Elaboração própria (2026) com dados de ADAB (2025).

Diferentemente do Norte baiano (Casa Nova e Pilão Arcado), que concentram o maior rebanho, no Recôncavo Baiano (Território Identidade), o quantitativo soma apenas 4.089/771.848 cabeças, correspondendo a aproximadamente 0,53% do total estadual, com distribuição difusa entre municípios menores, apresentando baixa densidade suinícola (ADAB, 2025).

A Figura 3 apresenta a distribuição espacial e quantitativa da população total de suínos por município. Os tons mais escuros no mapa indicam municípios com maior efetivo, concentrado no intervalo de 34.549 a 37.690 cabeças.

Figura 3: Mapa com os municípios da Bahia onde é registrado a população de suínos



Fonte: ADAB (2025).

Essa baixa densidade de produção suinícola tende a contribuir para menores impactos ambientais ocasionados pelos efluentes, embora exija estratégias de manejo integrado para garantir a sustentabilidade local a longo prazo.

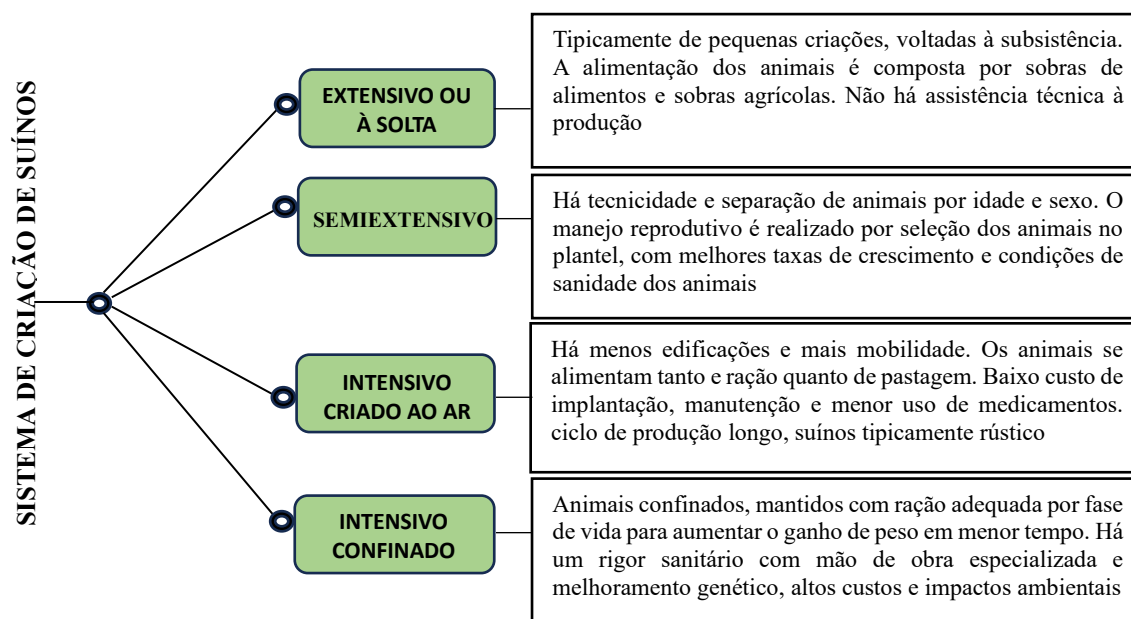
Nos últimos anos, a cadeia produtiva de suínos vem vivenciando pressões vinculadas aos impactos ambientais, sendo apontada como uma das principais atividades do agronegócio brasileiro responsável pela poluição de grandes volumes de águas superficiais e subterrâneas (IPEA, 2012).

A intensificação dos problemas ambientais relacionados à produção suinícola cresceu na medida em que foram empregados os “Sistemas de Produção de Animais Confinados” (SPACs), os quais visam à maior produtividade de suínos por unidade de área territorial, aliado à melhoria do controle sanitário e redução de custos (Venturin, 2022).

3.2.3 Sistemas de criação de suínos

Os sistemas de criação de suínos dependem das características de múltiplos fatores, incluindo as características regionais, o capital disponível, o manejo adotado e a infraestrutura do produtor (Carvalho; Viana, 2011). No Brasil, os principais sistemas de criação podem ser classificados como seguintes tipos: sistema extensivo ou à solta; sistema semiextensivo; sistema intensivo de suínos criados ao ar livre (Siscal) e sistema intensivo de suínos confinados (Siscon) (Carvalho e Viana, 2011) (Figura 4).

Figura 4: Classificação dos sistemas de exploração de suínos, por tipo de manejo



Fonte: Elaboração próprio (2026) com dados de Carvalho e Viana (2011).

A maioria das propriedades suinícolas considerada pequena e média são integradas as grandes empresas alimentícias multinacionais, cooperativas agrícolas, entre outras (Cardoso; Oyamada e Silva, 2015). Devido à integração das propriedades, o sistema de produção mais utilizado é o de criação intensiva em confinamento, em que os animais são separados por fases do ciclo de vida (Souza *et al.*, 2011). O Siscon visa atingir o peso máximo dos animais em tempo mínimo de criação, em pequenos espaços, com monitoramento específico de ração, medicamentos para cada fase de produção (Carvalho e Viana, 2011) e os sistemas altamente tecnificados, utilizando-se de rigor sanitário (ABCS, 2011).

3.3 CONSUMO DE ÁGUA NA SUINOCULTURA

É fundamental a compreensão do uso da água e da eficiência hídrica na produção animal, considerando as diferentes fases de crescimento e os diversos sistemas de criação de suínos, para o gerenciamento adequado dos dejetos gerados. A crescente demanda global por alimentos intensifica a produção animal, tornando a suinocultura um setor de grande relevância econômica.

Essas questões surgem em um contexto no qual a eficiência no uso da água é cada vez mais relevante para esses setores, especialmente diante da escassez desse recurso em todo o

planeta. De acordo com o relatório do Instituto da Universidade das Nações Unidas para Água, Meio Ambiente e Saúde (UNU-INWEH), o “*Global Water Bankruptcy*” aponta a entrada da humanidade na era da falência hídrica global (Madani, 2026). Segundo o mesmo autor, esse conceito vai além da mera escassez ou estresse hídrico, caracterizando um estado pós-crise no qual o consumo de água e os danos acumulados superam a resiliência dos sistemas hídricos, destruindo irreversivelmente o capital natural⁵.

Madani (2026) destaca ainda que, embora a eficiência no uso da água seja um pilar da Agenda 2030 (ODS 6), ganhos incrementais já não são suficientes para sistemas em situação de falência hídrica. Em muitos casos, tais melhorias geram efeito rebote, com a economia de água em um setor podendo incentivar a expansão do consumo total, salvo com mecanismos de controle e limites rígidos para o uso.

Para tanto, Madani (2026) cita a necessidade de que toda a agenda seja refeita, pois as políticas hídricas das agendas existentes que tratam de água, saneamento e higiene, ganhos incrementais de eficiência e diretrizes genéricas de gestão integrada de recursos hídricos, não são suficientes para a atual realidade hídrica mundial.

Atrelado a essa ideia de expansão do consumo de água, Palhares *et al.* (2019), ressalta a suinocultura intensiva confinada, adotada amplamente no Brasil e em outros países para produção de suínos, enfrenta diversos desafios, sobretudo relacionados ao uso intensivo de recursos hídricos e aos riscos à qualidade da água, o que desperta questionamentos sociais em relação à sua sustentabilidade.

Bellaver e Oliveira (2009) ressaltam que a intensa demanda hídrica sem a devida gestão, nas regiões de produção intensiva de suínos, vem reduzindo a disponibilidade de água potável, particularmente em fontes superficiais.

Segundo Oliveira (2002a), o elevado consumo de água e a crescente demanda em regiões de produção pecuária intensiva, como a suinocultura, vêm reduzindo a qualidade e a disponibilidade das reservas naturais de água superficiais e subterrâneas, necessárias para suprir as necessidades primárias dos animais.

⁵ **Capital natural:** é um conceito apresentado no relatório da ONU (Madani, 2026), oriundo da área da economia, que compreende os mananciais de água e as reservas naturais como um “recurso” ou um “capital”. O relatório discute que a humanidade vive atualmente uma era de falência, uma vez que o consumo desse capital natural ocorre em ritmo superior à sua capacidade de reposição. No entanto, cabe problematizar a própria utilização desses termos, uma vez que a abordagem das reservas naturais como “recursos” foi justamente um dos fundamentos que contribuíram para a crise ambiental enfrentada na atualidade.

De acordo com Lana (2009), essa intensificação dos sistemas de produção de animais confinados (SPAC), associada à redução drástica das reservas de água disponíveis e aliada aos desafios ambientais, leva a um incremento na pressão da utilização da água como insumo na produção. Deste modo, enquanto recurso natural, a sua qualidade é afetada em caso de má gestão, tornando-se um bem cada vez mais escasso e essencial no futuro, podendo mesmo comprometer a sustentabilidade da própria atividade (Ferreira *et al.*, 2007).

A quantificação da água na granja é fundamental para a implementação de um manejo hídrico eficiente em qualquer sistema produtivo suíno. Conforme reportado por Bonett e Monticelli (1998), tanto a suinocultura intensiva quanto outros sistemas de exploração suína podem apresentar um elevado consumo desse insumo.

As variações e a intensidade estão diretamente relacionadas à dimensão do plantel e às estratégias de manejo. Segundo Palhares *et al.* (2019), o uso da água ocorre em diferentes etapas da produção, como na produção de alimentos para os animais, processos de limpeza e eliminação de resíduos.

De acordo com Couto (2019) e Vilar *et al.* (2019), as estratégias de manejo no consumo da água pelos animais também podem variar conforme os ciclos de produção adotados pelo produtor. Nestes ciclos, estão envolvidos interferentes como: número de matrizes, raça, qualidade de alimentação (Menegheti, 2021), estado fisiológico da criação (idade, fase reprodutiva, peso, etc.) (Casalechi *et al.*, 2021) e fatores ambientais (temperatura, umidade, tipo de abrigo) (Marostica, 2023; Little *et al.*, 2022), reforçando a necessidade de abordagens adaptadas em diferentes contextos de suinocultura.

Um ponto importante é destacado por Palhares (2013), que enfatiza os processos metabólicos nos quais a água atua de forma direta ou indireta no organismo dos animais, sendo compartimentada no ambiente intracelular, com cerca de dois terços do seu conteúdo total no compartimento extracelular. O autor destaca ainda que a água é essencial para a termorregulação, o equilíbrio homeostático e a excreção de subprodutos da dieta, além de garantir a dessedentação (hidratação básica do organismo) dos suínos, participar da digestão dos alimentos e atuar nos processos metabólicos relacionados à reprodução e ao crescimento.

Little *et al.* (2022) apontam que a ingestão total de água desses animais é superior a 75% e provém do consumo direto com a dessedentação. Aproximadamente 15% do total do aporte hídrico ingerido pelos animais está inserido na ração e outros 10% advêm de outras fontes, que

embora menos expressivas, contribuem por meio dos processos metabólicos gerados durante a síntese de proteínas e de lipídios.

Entretanto, Oliveira (2004) destaca que os suínos frequentemente bebem mais água do que necessitam, com animais jovens apresentando maior demanda relativa em comparação aos adultos, especialmente em condições de escassez alimentar. Esse mesmo autor indica que, em situações normais e sem estresse, a ingestão diária corresponde a 5-6% do peso corporal, ou cerca de 2 a 5 litros por kg de matéria seca consumida.

Little *et al.* (2019) avaliaram o consumo voluntário diário de água (incluindo ingestão e desperdício) em suínos na fase de crescimento, registrando valores entre 60 e 117 mLkg⁻¹ de peso corporal. Os mesmos autores testaram combinações variadas de tipos de bebedouros, alturas e taxas de fluxo, destacando o papel determinante de fatores fisiológicos e da fase produtiva na ingestão hídrica.

O Tabela 5 apresenta o consumo de água nas diferentes fases de criação, conforme o manejo na produção de suínos, apresentado pelo Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina, através da Instrução Normativa n. 11, Suinocultura/Anexo 7 (IMA-SC, 2021).

Tabela 5: Quantidade de água consumida por animal, por fase de produção

Sistema de produção de suínos	Unidade	Consumo de água	
		Diário (L animal ⁻¹ d ⁻¹)	Anual (L animal ⁻¹ ano ⁻¹)
Unidade de terminação	Suíno	8,3	2.850
Unidade de crechário	Leitão	2,7	815
Unidade produtora de desmames (UPD)	Matriz	19,3	7.056
Unidade produtora de leitões (UPL)	Matriz	26,5	9.673
Ciclo completo	Matriz	92,0	33.562
Machos	Macho	10,0	3.661

Fonte: IMA-SC (2021).

Observa-se que a unidade produtora de leitões (UPL), que também abriga as porcas em gestação, apresenta o maior consumo de água (Tabela 5). De acordo com os dados apresentados na mesma tabela, essa unidade consome, em média, 26,5 litros de água por dia, correspondendo a 9.673 litros de água por animal ao ano.

Esse elevado consumo pode ser atribuído à necessidade de água para porcas em gestação e lactação, que sustenta o desenvolvimento fetal, o aumento do volume sanguíneo e o metabolismo elevado, além da produção de leite (Oliveira, 2004). O mesmo autor destaca que esses fatores demandam grande volume hídrico.

As porcas em lactação necessitam de regulação da temperatura corporal, na dissipação do calor. Bem como, o aumento no consumo de ração durante a gestação e, principalmente, na lactação, também contribui para a maior ingestão de água, já que a água auxilia na digestão e metabolismo dos nutrientes (Oliveira, 1998). Em contraste, a unidade de crechário apresenta um consumo significativamente menor.

Little *et al.* (2022) destacam que, assim como muitos padrões comportamentais e variações fisiológicas/metabólicas em mamíferos, o uso da água pelos suínos segue um ritmo circadiano ao longo do período de 24 horas. Os suínos bebem água principalmente durante o dia e seu padrão de uso é unimodal ou bimodal, com um pico à tarde e um possível pico secundário pela manhã (Misra *et al.*, 2021). Conforme os mesmos autores, esse padrão de uso de água ocorre mesmo quando os animais são submetidos a mudanças em seu ambiente, como iluminação contínua.

Observando o comportamento de um grupo de 15 suínos machos de terminação, com 88 kg em média, Little *et al.* (2022) observaram que, a mediana diária do desperdício (não consumida que vaza do bebedouro em repouso) foi de 36,5% da água disponibilizada, principalmente em picos vespertinos de consumo, exigindo ajustes no manejo hídrico para evitar sobrecarga de dejetos e custos operacionais elevados. O ritmo circadiano dos padrões de uso e desperdício de água, levou a picos entre 14h00 e 17h00, com desperdícios durante as horas de maior uso de água. Isso destaca segundo o mesmo autor, um comportamento prandial de 80% do consumo, ocorrendo em intervalos próximos aos horários de alimentação, entre ingestão de ração e hidratação.

Segundo Couto (2019), a medição precisa do consumo de água é fundamental para evitar desperdícios e reduzir os impactos negativos sobre os recursos hídricos. Além disso, o autor destaca a dificuldade em quantificar precisamente o consumo total de água nas unidades avaliadas em sua pesquisa e, conseqüentemente, a proporção exata utilizada para diferentes fins (consumo metabólico, limpeza, desperdício) devido à falta de hidrômetros e registro diário nas propriedades. O consumo diário de água e os padrões de desperdício normalmente não são quantificados nas granjas e nem bem compreendidos (Little *et al.*, 2022).

Segundo De Moraes *et al.* (2017), esse comportamento de desperdício evidencia uma impressão errônea de alta disponibilidade da água e custos reduzidos, o que impossibilita o monitoramento dos gastos de água por meio de hidrômetros, comprometendo a exatidão das medidas no crescimento e terminação de suínos (Vilar *et al.*, 2019). Tavares *et al.* (2014)

apontam ainda que, os modelos de bebedouro, bem como a regulação, são fundamentais para garantir a disponibilidade de água aos suínos sem perdas.

Segundo Little *et al.* (2022), a água pode ser desperdiçada em bebedouros quando o suíno está bebendo, brincando com as torneiras e libera água sem consumo ou quando há vazamentos no sistema de tubulação hidráulica. Segundo o mesmo autor, estudos publicados nas últimas três décadas sobre o uso de água por suínos não mediram a proporção de água desperdiçada e frequentemente não diferenciam entre consumo e desperdício, e sim, usam termos como “uso”, “desaparecimento” e “consumo” de forma intercambiável. Os poucos estudos que mediram ou estimaram o desperdício de água relataram taxas de desperdício que variam de 9 a 60% da água usada por dia em diferentes condições (Li *et al.*, 2005; Meiszberg *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2017).

Couto (2019) aponta que veterinários e gerentes muitas vezes não dispõem de sistemas que forneçam dados facilmente interpretáveis sobre consumo e desperdício de água por grupos de suínos. Contudo, concordam que o maior consumo de água ocorre na limpeza dos ambientes onde os animais ficam alojados.

Vilar *et al.* (2019) mediram o consumo médio de água para higienização, via hidrômetro, em 1.250 L de água em 41 minutos, considerando abastecimento para higienizar 22 baias e 10 celas parideiras (100 animais). Se observarmos a medição realizada por pelo mesmo autor, podemos notar que representa aproximadamente 30,5 L min⁻¹, considerando 12,5 L animal⁻¹.

Dados levantados por Daga *et al.* (2007), sugerem que, em um sistema de pequeno porte de animais em fase de terminação, observaram que a limpeza da instalação demandou, em média, 1.500 litros de água, o que correspondeu a aproximadamente 4,3 L animal⁻¹dia⁻¹. O mesmo autor cita que 80% das unidades avaliadas utilizam sistema de raspagem dos dejetos diariamente e somente 20% faz esse processo de limpeza a cada 2 dias. A recomendação da Resolução SEMA n. 031/1998, sugere que a limpeza por raspagem nas baias deva ocorrer diariamente, no intuito de evitar o consumo excessivo de água, com aumento nas diluições dos dejetos (Paraná, 1998).

A quantidade de água utilizada na limpeza e desinfecção das instalações irá depender, basicamente, do número de animais e da fase de criação (Venturin *et al.*, 2024; Kunz, 2024). Entretanto, a falta de monitoramento com hidrômetros e treinamento, apontam um consumo de água na limpeza de instalações suínas superior ao necessário, ultrapassando muitas vezes 30-40 L animal⁻¹, devido ao uso de mangueira, contrastando com práticas eficientes (Oliveira,

1994). O uso de equipamentos como os reguladores de fluxo e sistemas sob pressão é citado por Couto (2019) e Vilar *et al.* (2019) como uma prática existente em sistemas monitorados para otimizar o processo.

Não obstante os avanços tecnológicos na suinocultura, a necessidade de rigoroso controle ambiental por parte dos produtores e técnicos atuantes nas unidades suinícolas é indispensável. A escolha adequada de equipamentos e seu manejo correto reduzem significativamente o volume de dejetos e os custos de manejo.

Contudo, fica evidente que o desperdício em bebedouros e o volume utilizado na higienização das instalações são determinantes para a produção de efluentes. Quanto maior for o descontrole na limpeza das unidades de criação, maior será o volume de efluente gerado para tratamento.

3.4 PRODUÇÃO DE EFLUENTES NA SUINOCULTURA

Segundo Oliveira (1993), até a década de 1970, os dejetos suínos não eram considerados um fator preocupante, uma vez que eram comumente utilizados como adubo orgânico. Na época, essa prática baseava-se na suposição de que o solo das propriedades rurais possuía capacidade adequada para absorver tais resíduos, sobretudo devido à baixa densidade de animais nas propriedades.

Vale ressaltar que os diversos autores aqui apresentados abordaram os termos dejetos líquido de suinocultura e efluente de suinocultura como sinônimos, o mesmo vale para efluente de suinocultura ou água residuária de suinocultura (ARS), sendo preferencialmente empregado para se referir ao “fluxo líquido resultante dos procedimentos de limpeza e desinfecção das unidades suinícolas” (Tavares, 2012).

Amaral *et al.* (2024) destacam que a expressão “efluentes de suinocultura” é um termo mais amplo que pode incluir os dejetos líquidos, mas também abrange toda a água residual gerada na suinocultura, bem como as águas de lavagens das baias.

Moretti, Bertoni e Abreu-Junior (2021) afirmam que quanto maior for a produtividade suinícola, maiores serão os volumes de efluente gerados, tema que tem ganhado cada vez mais relevância no cenário nacional devido ao aumento de exigências mundiais com a atenção às questões da qualidade ambiental.

Os dejetos suínos, apesar de possuírem uma boa carga de nutrientes, quando dispostos inadequadamente no meio, podem causar degradação ambiental, contaminando o solo e os

curtos d'água (Araujo *et al.*, 2012; Scherer; Nesi e Massotti, 2010). De acordo com Lindner (1999), em termos comparativos, a capacidade poluente dos dejetos suínos é muito superior à de outras águas residuais.

O conceito de equivalente populacional (EP) estabelece que um suíno equivale, em média, a 3,5 pessoas em carga poluidora, considerando parâmetros como DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e outros poluentes. Assim, uma granja com 600 animais gera impacto equivalente a 2.100 habitantes (Von Sperling, 2017; Silva; França e Oyamada, 2015).

Casalechi *et al.* (2021) salienta que, no Brasil e na Europa, cada matriz em uma granja de ciclo completo pode produzir até 25 m³ ano⁻¹ de dejeções. Segundo Konzen (1983), o suíno adulto chega a produzir, em média, 0,27m³ mês⁻¹ de dejetos líquido. Portanto, multiplicando pelos doze meses, essa média na produção anual de dejetos líquidos por suíno adulto pode alcançar até 3,24 m³ ano⁻¹. No Brasil, a produção de suínos gera de 32 a 51 milhões de toneladas de dejetos por ano (Tavares, 2012; Menegheti, 2021).

Um suíno de aproximadamente 90 kg gera em média de 2,8 a 2,9 kg dia⁻¹ de esterco (Venturin, 2022). Estima-se que cada litro de água ingerido gere em torno de 0,6 L de dejetos líquidos produzidos por suíno (Oliveira *et al.*, 1998; Little *et al.*, 2022). Porcas em lactação, na fase de amamentação, chegam a produzir, juntamente com seus leitões, 27 L dia⁻¹ de dejetos, representando 0,81 m³ mês⁻¹ (Pinto *et al.*, 2014).

Segundo Oliveira *et al.* (1998), a produção *per capita* média de dejetos líquidos é de 8,6 L suíno⁻¹dia⁻¹. A Tabela 6 apresenta a produção média diária de dejetos de acordo com as diferentes categorias dos suínos.

Tabela 6: Produção média diária de dejetos nas diferentes fases de produção de suínos

Categoria de animais	Esterco	Esterco + Urina	Dejetos líquidos
	(kg animal ⁻¹ dia ⁻¹)	(kg animal ⁻¹ dia ⁻¹)	(L animal ⁻¹ dia ⁻¹)
Suínos de 25 a 100kg	2,30	4,90	7,00
Porca gestante	3,60	11,00	16,00
Porcas em lactação	6,40	18,00	27,00
Machos	3,0	6,00	9,00
Leitões desmamados	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: Oliveira *et al.* (1998), adaptado de Oliveira *et al.* (1993).

Observa-se na Tabela 6 que a maior produção de dejetos líquidos (efluentes) ocorre na fase de lactação, quando diariamente são gerados 18 kg de esterco e urina e 27 litros de dejetos líquidos por animal (Oliveira *et al.*, 1998).

A quantidade total de resíduos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais (crescimento corporal dos animais) (Oliveira *et al.*, 1993). O mesmo autor explica que, os suínos mais jovens (15 -30 kg) têm alta taxa metabólica e consomem mais água proporcionalmente ao peso corporal, gerando mais resíduos líquidos (urina + água residual). Na fase inicial (15 - 60 kg), o ganho de peso é intenso, aumentando a excreção de nutrientes não absorvidos (excesso de nitrogênio, fósforo) via urina e fezes. Suínos próximos ao abate (90 - 100 kg) têm metabolismo mais equilibrado, reduzindo a proporção de resíduos em relação ao peso vivo.

Apesar disso, o volume absoluto de dejetos líquidos permanece elevado, variando entre 4,9% a 8,5% de seu peso vivo por dia, para a faixa de 15 a 100 kg, ou seja, um suíno de 100 kg pode produzir entre 4,9 e 8,5 litros por dia de dejetos líquidos, sendo a urina um componente importante desse volume na composição final o resíduo líquido (Oliveira *et al.*, 1993). Essa produção impacta diretamente o manejo dos resíduos em granjas, demandando atenção ao tratamento e aproveitamento desse material para evitar impactos ambientais.

A ausência de controle no volume de água empregado na limpeza das instalações, eleva o volume de dejetos a ser tratado, uma vez que um suíno com 100 kg pode eliminar de 3 a 6 litros de urina por dia, variando em função da dieta e da temperatura ambiente (Oliveira *et al.*, 1993).

Tal situação culmina no crescimento do volume total de efluentes líquidos, exigindo sistemas de tratamento mais eficazes. Couto (2019) enfatiza, que aproximadamente 55% da água consumida na criação de suínos se transforma em dejetos líquidos, enquanto o restante é evaporado ou metabolizado pelos animais.

O volume de efluentes nas diferentes etapas da criação dos suínos está diretamente ligada ao manejo de água na produção de suínos (Tabela 7).

Tabela 7: Quantidade de dejetos gerados por animal por fase de produção

Sistema de produção de suínos	Unidade	Produção de dejetos	
		Diária (L animal ⁻¹ d ⁻¹)	Anual (L animal ⁻¹ d ⁻¹)
Unidade de terminação	Suíno	4,5	1.526
Unidade de crechário	Leitão	1,6	478
Unidade produtora de desmames (UPD)	Matriz	11,4	4.162
Unidade produtora de leitões (UPL)	Matriz	15,6	5.696
Ciclo completo	Matriz	50,6	18.486
Machos	Macho	6,5	2.380

Fonte: Adaptado IMA-SC (2021).

Segundo Tavares *et al.* (2014), aproximadamente 17,3% da geração de efluentes líquidos nos sistemas produtivos de suinocultura podem ser evitados por meio da manutenção adequada dos sistemas de distribuição de água nas instalações. Além disso, os autores destacam que o estágio de crescimento dos animais e o tipo de bebedouro utilizado influenciam diretamente o desperdício de água, o que resulta em maior diluição e aumento do volume de resíduos líquidos gerados.

Couto (2019) destaca que alguns autores observaram produção per capita diária média de dejetos líquidos de 85 litros por dia no sistema de produção ciclo completo (CC), 45 litros por dia em unidade de produção de leitões (UPL) e 7 litros por dia em unidade de crescimento e terminação. Entretanto, a produção de dejetos líquidos de suínos na granja pode variar a depender de fatores como:

- Número de animais na granja;
- Época do ano, que influencia o consumo de água e o metabolismo animal;
- Idade dos animais e a fases do sistema de produção;
- Qualidade da ração e composição da ração fornecida;
- Tempo de retenção dos dejetos no sistema de tratamento;
- Quantidade de água desperdiçada nos bebedouros;
- Volume de água utilizada na higienização das edificações dos animais.

Dessa forma, a geração e a composição dos efluentes líquidos suinícola, variam conforme o sistema de criação adotado, tornando indispensável a caracterização e análise específicas para cada caso, a fim de otimizar o manejo e o tratamento desses efluentes.

3.4.1 Composição físico-química dos efluentes de suinocultura

Couto (2019) aponta que a produção e as características dos dejetos da suinocultura são influenciadas por vários fatores interligados, como o sistema de criação, a frequência de limpeza e as características da alimentação e dieta dos suínos. Esses elementos estão diretamente relacionados às características dos próprios animais (espécie, sexo, idade, tamanho corporal e comportamento), bem como a alguns fatores ambientais, como temperatura e umidade da região de criação (Marostica, 2023; Menegheti, 2021).

Segundo Amaral *et al.* (2024), a constituição inorgânica e orgânica dos dejetos é muito variável, e depende de três fatores principais: da dieta e a quantidade de água ofertada aos animais, e o aproveitamento dos nutrientes pelo sistema digestivo.

O dejetos líquido de suínos ou efluentes suínos, oriundo dos sistemas de confinamento é composto por fezes, urina, resíduos de ração, água desperdiçada dos bebedouros e higienização das instalações, decorrente do processo criatório (Konzen *et al.*, 1997).

Lopes; Filho e Alves (2013) apontam que a junção de urina e fezes dos suínos, produzem efeitos ambientais negativos, principalmente por meio da liberação de gases voláteis. Segundo o mesmo autor, o carbamato de amônio ($\text{H}_2\text{NCOONH}_4$) é um desses compostos presente nos dejetos suínos, de odor desagradável e capaz de se dissociar nos gases amônia (NH_3) e dióxido de carbono.

Segundo Perdomo; Lima e Nones (2001), são excretados pelos suínos entre 40 a 60% do nitrogênio, 50 a 80% do cálcio e fósforo, e 70 a 95% do K, Na, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe fornecidos pela ração. Boa parte desses nutrientes em excesso é eliminada pelo trato digestivo, na forma de fezes e urina, compondo o teor dos dejetos.

Barros *et al.* (2019) indicam que cerca de 65% a 70% do nitrogênio (N) ingerido via ração pode ser excretado nas fezes e urina em diversos sistemas de produção animal. Além dos nutrientes já mencionados, os mesmos autores destacam que esses dejetos geralmente contêm uma concentração de potássio e fósforo, e que, juntamente com o nitrogênio, constituem os três elementos fundamentais dos fertilizantes minerais produzidos, comercializados e recomendados para a fertilização do solo na agricultura.

O N dos efluentes da suinocultura está presente basicamente em duas principais formas, conforme o estado de oxidação deste elemento: nitrogênio orgânico (dissolvido e particulado, ligado a ureia/proteínas) e nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), após hidrólise rápida da ureia em condições anaeróbicas comuns nos biodigestores) (Giacomini *et al.*, 2013). Segundo o mesmo autor, às estratégias de manejo adotadas durante a criação dos suínos e sua fase produtiva de desenvolvimento ou reprodutiva estão diretamente relacionadas a proporção entre as formas nitrogenadas orgânica e mineral nos dejetos.

As fezes e urina (fontes de amônia), em concentrações elevadas pode interferir na saúde dos animais, e na saúde humana, além de ocasionar prejuízo aos produtores (Felix e Cardoso, 2004). Em estudos realizados em granjas brasileiras, foram observadas concentrações médias de gases dentro das instalações de produção de suínos, incluindo dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e (NH_3), confirmando a relevância dessas emissões para o balanço ambiental da atividade (Tavares, 2012).

O conhecimento da composição físico-química dos dejetos produzidos na suinocultura, de acordo com Kunz (2024) e Amaral *et al.* (2024) é um dado importante, pois, com essas informações é possível definir o tipo e manejo, a armazenagem, o tratamento adequado e ainda uma possível utilização nos solos para fertirrigação. Esses valores podem ser encontrados na literatura por diversos autores e estão representados na Tabela 8.

Tabela 8: Composição média dos dejetos de suínos avaliados no Brasil

Parâmetros	Konzen (1983)	Alves (2007)	Soler (2012)
pH	6,94	7,35	7,35
DQO (mg.L ⁻¹)	98.650	12.578	60.883
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	52.270	9.110	13.400
NTK (mg.L ⁻¹)	6.000	1.621	4.974
Fósforo (P) (mg.L ⁻¹)	2.500	286	1.076
Sólidos Totais (ST) (mg.L ⁻¹)	90.000	8.514	-
Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg.L ⁻¹)	75.050	5.288	-
Calcio (Ca) (mg.L ⁻¹)	3.300	-	1.333

Fonte: Elaboração próprio (2026), adaptado de Couto (2019) e Gusmão (2008).

A Tabela 8 representa a composição química dos dejetos suinícolas segundo diversos autores, com variações significativas entre estudos históricos e recentes. No caso de efluentes, essa variabilidade aumenta devido ao manejo dos dejetos e à quantidade de água incorporada. Práticas modernas, como rações balanceadas, diluição excessiva e técnicas analíticas precisas, em contraste com métodos antigos que geravam efluentes mais concentrados, influenciam esses resultados (Dos Santos *et al.*, 2016; De Luca *et al.*, 2017a).

Altas concentrações nos efluentes suinícolas geram impactos ambientais graves, como eutrofização de rios e lagos devido ao excesso de N e fósforo (P). Entretanto, os dejetos suínos não possuem apenas substâncias poluidoras, mas, também, muitas vezes, bactérias e/ou vírus, que se depositados sem devido tratamento, podem proporcionar sérios riscos à saúde pública e a região produtora (Marchi, 2010; Menegheti, 2021).

Estudos mais recentes, mostram a variação na composição desses efluentes, com destaque para o elevado conteúdo orgânico, representados pela DQO (11.530 a 38.450 mg L⁻¹) e pela DBO (6.214 a 22.276 mg L⁻¹), além de nutrientes como nitrogênio total (1.660 a 3.710 mg L⁻¹) e fósforo total (320 a 1.180 mg L⁻¹) (Kunz, 2024; Amaral *et al.*, 2024).

Couto (2019) destaca, sobretudo, que além dos minerais, os dejetos suínos apresentam uma carga biológica significativa, caracterizada por possuir uma vasta variedade na comunidade de microrganismos patogênicos, como: bactérias, protozoários e vírus.

Oliveira (1993) aponta que esses patógenos são excretados através da urina e fezes dos animais infectados, e quando lançados diretamente em cursos de água, provocam enfermidades como, leptospirose, tularemia⁶, febre aftosa, hepatite, salmonelose, doenças causadas por (verminoses), representando sérios riscos à saúde humana (Braga, 2015). Além de causar, poluição de corpos hídricos (superficiais e subterrâneos) e do ar (devido à emissão de gases do efeito estufa), assim como, risco de degradação do solo, e proliferação de vetores.

3.5 IMPACTOS AMBIENTAIS

A adoção do sistema de criação intensiva de suínos, ao mesmo tempo que permitiu ganhos de escala e produtividade, levou ao recrudescimento dos impactos ambientais dessa atividade (Ito; Guimarães e Amaral, 2016).

O termo “impacto ambiental” pode ser entendido, do ponto de vista inicial, como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente (Marques, 2011).

Segundo Ferreira (2012), além da poluição hídrica, essa atividade polui o ar, os solos e proporciona conflitos com outras atividades, contribuindo regionalmente com os efeitos de maior desconforto ambiental, proveniente de insetos e maus odores. Já ao nível macrorregional, integrando-se à escala global, a poluição do ar pode estar relacionada às emissões de CO₂ (gás carbônico) e CH₄ (metano), contribuindo com o aquecimento global.

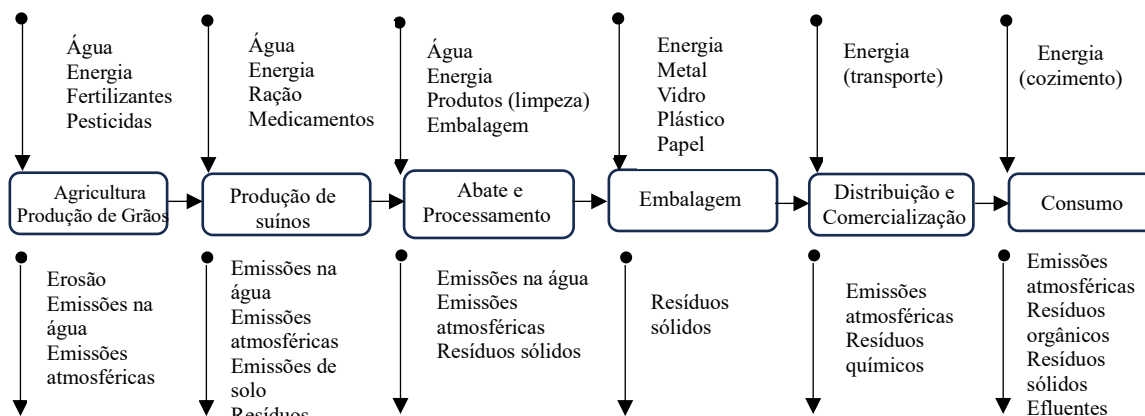
Ferreira (2012) afirmam ser a concentração da atividade o aspecto mais problemático, resultando em dificuldade para assegurar manejo adequado dos dejetos que poluem os recursos naturais. Por esta razão, a suinocultura está, quase sempre, associada à baixa qualidade ambiental, devido especialmente às ações de degradação do meio ambiente e dos recursos naturais (Menegheti, 2021, o que não significa que esses resíduos não possam ser aproveitados para produzir produtos de valor agregado, o que impulsiona ainda mais o crescimento contínuo desse mercado (Fatobene *et al.*, 2021).

A Figura 5 destaca os recursos e insumos utilizados, bem como os impactos provenientes da suinocultura.

⁶ Tularemia: doença febril causada por (*Francisella tularensis*), semelhante à febre tifoide (Bush; Vazquez-Pertejo, 2024). Disponível em: <https://www.msdmanuals.com/pt/profissional/doen%C3%A7as-infecciosas/bacilos-gram-negativos/tularemia>.

Figura 5: Recursos, insumos e impactos ambientais da cadeia de produção de suínos

(1) Recursos e Insumo



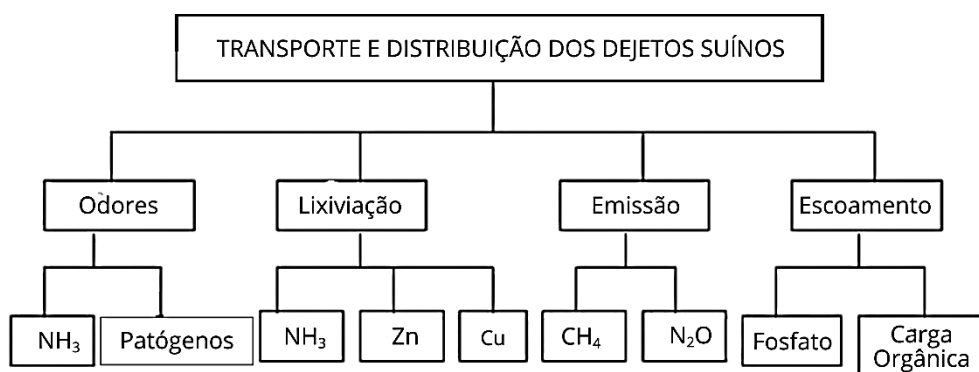
(2) Impactos ambientais

Fonte: OECD [a] (2003, p.30), adaptado por Ferreira (2012).

3.5.1 Riscos ambientais e reuso inadequado dos dejetos da suinocultura no solo

Os principais riscos ambientais causados pelo manejo inadequado dos dejetos de suínos e seus principais contaminantes, estão representadas na (Figura 6).

Figura 6: Riscos ambientais provenientes ao manejo inadequado dos dejetos líquidos suinícola



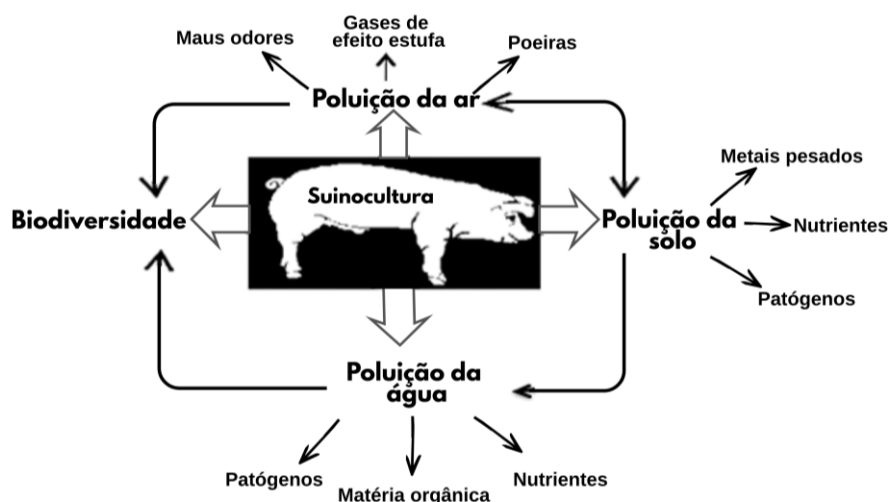
Fonte: Giron (2019).

Conforme Perdomo (1999), a produção de suínos está associada a diversos tipos de poluição, dentre os quais destaca-se a poluição olfativa, causada pelos odores desagradáveis provenientes dos dejetos. Isso ocorre pela evaporação de compostos como amônia (NH₃), metano (CH₄), ácidos graxos voláteis, sulfeto de hidrogênio (H₂S), óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂), entre outros.

Menegheti (2021) enfatiza que a poluição causada pelos dejetos suínos está intrinsecamente associada à poluição visual e atmosférica, incluindo gases do efeito estufa, odores e partículas em suspensão. Além disso, esses dejetos contribuem para a lixiviação e contaminação do solo, resultando na poluição dos recursos hídricos por meio da deposição de metais pesados, cargas orgânicas, nutrientes, patógenos, sedimentos e coliformes fecais, bem como provocando processos erosivos e esgotamento do solo. A poluição decorrente desses fatores também está relacionada à redução da biodiversidade nos ecossistemas afetados.

A Figura 7 ilustra as formas pontuais de poluição decorrentes da atividade suinícola, destacando os principais impactos ambientais associados.

Figura 7: Formas pontuais de poluição resultante da atividade suinícola



Fonte: Fernandes (2008, p. 20); Menegheti (2021, p. 29).

Para Werner *et al.* (2003), as águas residuais não são consideradas meramente resíduo, mas sim, um valioso recurso não convencional. Para o mesmo autor, a recuperação de águas residuárias para reúso traz benefícios econômicos e ambientais. Estudos realizados por Pereira *et al.* (2023) e Machado *et al.* (2019) demonstram o potencial desses efluentes em termos de reaproveitamento (reuso) para a fertirrigação. Entretanto, Giron (2019) aponta que uma das principais preocupações, em relação ao meio ambiente, devido ao manejo inadequado dos dejetos da suinocultura, é a utilização desses dejetos como fertilizante agrícola, pois, segundo o autor, se não tratados, podem gerar um grande risco de poluição ambiental. Molina-Moreno *et al.* (2017) concordam que a alta carga orgânica e de nutrientes, patógenos, fármacos e metais pesados, limita o reaproveitamento desses efluentes na fertirrigação das lavouras.

É importante ressaltar que a aplicação em quantidades excessivas ou de forma contínua em uma mesma área pode comprometer a qualidade do solo e dos recursos hídricos, em virtude da presença de elementos ou compostos não assimiláveis pelas plantas ou pelos microrganismos do solo. Essa situação pode levar à acumulação desses elementos, bem como ao seu deslocamento subsequente por meio da erosão ou lixiviação.

Embora a destinação e aplicação das águas de reúso dependam de sua classificação, segundo Moura *et al.* (2020), argumentam que no Brasil não há regulamentação, ao nível nacional, que determine os padrões de qualidade da água de reúso da suinocultura.

3.5.2 Impacto do lançamento dos efluentes nos corpos hídricos

“Os efluentes gerados pela suinocultura são constituídos de altas cargas de matéria orgânica e nutrientes, [...] quando lançados diretamente em corpos d’água, potencializam o processo de eutrofização da água, além de disseminar microrganismos patogênicos” (De Luca *et al.*, 2017a). Já quando não tratados adequadamente, não atendendo aos padrões de lançamento, esses dejetos suínos podem provocar ou agravar problemas ambientais, como contaminação do lençol freático, alteração da biodiversidade aquática, além de causar eutrofização e disseminação de patógenos causadores de doenças hídricas em humanos (verminoses, leptospirose, hepatites e alergias) e animais (morte de fauna e flora aquática, com impactos no ecossistema) (Casalechi *et al.*, 2021; Cardoso; Oyamada e Silva, 2015).

A resolução CONAMA n. 430 de 13 de maio de 2011 é utilizada para orientar o lançamento de efluente em corpos de água (Brasil, 2011). Esta descreve os limites e propriedades físicas e químicas do efluente, proveniente de fonte poluidora, devendo esses só serem lançados diretamente nos corpos receptores somente após o devido tratamento, respeitando as condições, padrões e exigências estabelecidos nesta Resolução e em outras normas pertinentes (Brasil, 2011).

A Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005, alterada pelas resoluções CONAMA n. 410/2009 e n. 430/2011, dispõe sobre a classificação e enquadramento dos corpos de água e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes a nível federal (Brasil, 2005). Esta determina um limite máximo de 200 coliformes termotolerantes por 100 mL para a irrigação de hortaliças consumidas cruas, frutas rasteiras ingeridas cruas sem a remoção da película, bem como para parques e áreas de lazer com contato direto com o público.

Para usos menos restritivos, esse limite é de até 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL, em pelo menos 80% das amostras bimestrais ao longo de um ano. Define também, sobre o lançamento de efluentes de qualquer natureza em corpos d'água e classifica os corpos hídricos de água doce em cinco categorias: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4, cada uma com usos e padrões de qualidade específicos.

Assim, os procedimentos para o enquadramento dos parâmetros simulados por um modelo ambiental com base na Resolução CONAMA n. 357/2005, pode ser descrito a partir dos seguintes procedimentos:

- a) Consideram-se como parâmetros prioritários para o enquadramento: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3^-), fósforo total (PT) e coliformes termotolerantes (CT);
- b) Consideram-se os resultados obtidos pelo modelo para o período de estiagem, sendo a Q90 a vazão de referência (Brasil, 2005).

Casalechi *et al.* (2021) alcançaram 90,82% de eficiência na remoção de DBO, superando amplamente o mínimo de 60% exigido pela Resolução CONAMA n. 430/2011. No entanto, a concentração final de DBO excedeu o limite máximo de 120 mg L^{-1} previsto pela norma federal para lançamento de efluentes. Para o DQO, os autores reportaram eficiência média de 89,77% na remoção de carga orgânica.

Já para DQO e SS, como o CONAMA n. 430/2011 não estabelece padrões específicos para efluentes suínicos, foram adotados os limites da Deliberação Normativa DN COPAM/CERH n. 01/2008 (MG), revogada pela DN COPAM/CERH/MG n. 08/2022, os quais também foram excedidos (DQO: 150 mg L^{-1} ; SS: 100 mg L^{-1}), exigindo fertirrigação em pastagens como alternativa viável (Minas Gerais, 2022).

Os mesmos autores destacam que, por não atenderem às condições de lançamento preconizadas pela norma estadual, os efluentes não devem ser descartados em corpos d'água, com exceção do solo e estudos complementares.

No Brasil, a ausência de uma lei federal específica que regule diretamente a suinocultura, atividade classificada como de altíssimo potencial poluidor e degradador (Casalechi *et al.*, 2021 e Couto, 2019), faz com que o manejo de seus resíduos seja regido por uma combinação de diretrizes.

O licenciamento da atividade utiliza a moldura das Resoluções CONAMA n. 430/2011 e n. 357/2005, para estabelecer padrões de qualidade de água e condições de lançamento de

efluentes a nível nacional (Couto, 2019). Contudo, a lacuna deixada pela ausência de normas federais específicas, transfere a responsabilidade do regramento para estados e municípios na gestão ambiental do setor.

O controle direto exercido por normativas estaduais adaptam as exigências às realidades regionais e abrangem o manejo de resíduos da suinocultura em seus níveis de padrões de usos. Um exemplo central desse arcabouço é a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Ceará (COEMA-CE) n. 02/2017. Esta normativa serviu como referência técnica fundamental para os estudos de Carvalho *et al.* (2022), que avaliaram a viabilidade e os riscos de transporte de contaminantes ao aplicar águas residuárias da suinocultura (ARS) tratadas em solos arenosos.

Por sua vez, a Deliberação Normativa Conjunta (DN) do Conselho Estadual de Política Ambiental e Conselho Estadual de Recursos Hídricos COPAM/CERH n. 08/2022 (MG), dispositivo legal no estado de Minas Gerais, estabelece as diretrizes para a classificação dos corpos de água e define as condições e padrões para o lançamento de efluentes líquidos, discutido nos estudos de Casalechi *et al.* (2021) e Couto (2019). Bem como, a Deliberações Normativas COPAM n. 217/2017, que classifica os empreendimentos suínócolos por porte e potencial degradador (Minas Gerais, 2017a). Além disso, a DN n. 213/2017 que regulamenta a competência municipal para o licenciamento de impactos locais apresentada no trabalho de (Minas Gerais, 2017b; Couto (2019).

A Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), por meio da Resolução n. 021/2009 (PR), é uma normativa do estado do Paraná, apontada por Marostica (2023), que estabelece condições e padrões para o licenciamento ambiental de empreendimentos de saneamento e manejo de resíduos. Já a Instrução Normativa do Instituto Água e Terra (IAT) n. 34/2025 (PR), órgão ambiental no Paraná, e a Portaria n. 1.506/2024 (IMASUL-MS), de uma autarquia estadual vinculada à Secretaria de Meio Ambiente (SEMAGRO), estabelecem critérios, diretrizes e procedimentos para o licenciamento ambiental desses empreendimentos e o tratamento dos dejetos, a fim de evitar a contaminação ambiental.

Segundo Carvalho *et al.* (2022), apesar da existência dessas normas e diretrizes, ainda há uma carência de legislações específicas a nível nacional que considerem a composição complexa dos efluentes da suinocultura para fins de lançamento em corpos hídricos e reúso. O ponto destacado por Menegheti (2021) reforça que, embora a suinocultura seja uma atividade fortemente regulamentada por legislações preventivas e punitivas, a eficácia das normas é

comprometida por limitações operacionais do Estado, destacado pela falta de profissionais para execução de ações fiscalizatórias, em regiões de grande extensão, fazendo com que as normas preventivas e punitivas não sejam aplicadas com o rigor necessário.

3.5.3 Uso dos efluentes da suinocultura na fertirrigação

A fertirrigação é a aplicação simultânea de água e fertilizantes solúveis via sistemas de irrigação, otimizando a nutrição vegetal (EMBRAPA, 2009).

De acordo com Silva (2019), a utilização de efluentes da suinocultura na fertilização de diversas culturas, tem sido apontada como alternativa viável no fornecimento de nutrientes para disposição em solo às culturas, motivada por premissas do desenvolvimento sustentável.

Segundo Couto (2019), a prática combina benefícios agrícolas, ao fornecer macro e micronutrientes essenciais, com destaque para o (N), (P) e (K), que atuam como condicionador, melhorando a agregação, estrutura, disponibilidade de água e a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo.

Sob o prisma econômico, essa prática reduz custos ao possibilitar a substituição parcial ou total da adubação mineral convencional. Todavia, essa viabilidade técnica é condicionada a um planejamento agrônomo rigoroso: Silva (2019) alerta que o uso indiscriminado, sem critérios de dosagem, pode causar desequilíbrios nutricionais e a lixiviação de nutrientes, uma vez que a água residuária é frequentemente uma fonte de fertilizante não balanceada.

Do ponto de vista ambiental, o manejo adequado previne o descarte direto desses efluentes *in natura* em cursos d'água, mitigando processos de eutrofização e a consequente degradação da biodiversidade aquática (Casalechi *et al.*, 2021). Todavia, essa viabilidade é condicional: Silva (2019) alerta que o uso indiscriminado, sem planejamento técnico, pode causar desequilíbrios nutricionais, lixiviação de nutrientes, bem como danos ambientais.

Além da economia nos gastos com fertilizantes convencionais, Machado *et al.* (2019) destacam que a fertirrigação com efluentes de suinocultura reduz o consumo de água um insumo intensivo no setor agrícola, que representa a maior parcela do uso hídrico global. O mesmo estudo aponta ainda uma maior eficiência na absorção de nutrientes pelo sistema radicular das plantas. Adicionalmente, Soares (2020) enfatiza as vantagens inerentes dos biofertilizantes derivados desses efluentes, como o pH em torno de 7,5, que atua como corretor de acidez do solo.

Por outro lado, Amorin, *et al.* (2019) destaca que devido as concentrações dos componentes presentes, essa prática requer monitoramento das propriedades do solo.

De acordo Bortoli *et al.* (2019), o descarte de efluentes da suinocultura para fertilização agrícola sem o devido tratamento e planejamento técnico eleva significativamente os riscos de desequilíbrio no balanço natural de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Segundo Silva (2019), a aplicação inadequada desses dejetos no solo pode resultar no acúmulo de metais como cobre, zinco, manganês e ferro, os quais são classificados com grau de restrição de uso severo pelos critérios da FAO (Ayers e Westcot, 1985) devido ao alto potencial de toxicidade em concentrações excessivas.

Paralelamente, Carvalho *et al.* (2022) observaram experimentalmente que diversos íons apresentam elevada mobilidade no perfil do solo, demonstrando alta tendência à lixiviação e ao espalhamento de plumas de contaminação em direção ao lençol freático. Tais processos de degradação comprometem a integridade dos ecossistemas aquáticos e a qualidade de vida, gerando impactos negativos diretos na produtividade da lavoura e na segurança sanitária humana e animal.

3.6 TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

De maneira geral, os sistemas de tratamento dos dejetos da suinocultura ocorrem nas formas líquidas ou sólidas por meio de processos biológicos, ou seja, degradação por micro-organismos (Couto, 2019).

Além dos processos biológicos, existem também métodos físicos e químicos complementares importantes para o tratamento e manejo dos dejetos da suinocultura. Exemplos incluem separação e decantação de sólidos (processos físicos), precipitação de fósforo e tratamentos para remoção de nitrogênio (processos químicos), para remoção de nutrientes, comuns em sistemas modernos de tratamento.

Segundo Vilar *et al.* (2019), a prática comumente adotada pela suinocultura brasileira, tem sido a armazenagem dos efluentes para tratamento em lagoas ou tanques, para posterior aplicação como fertilizante vegetal e condicionador do solo, bem como, o uso de esterqueiras, sistemas de decantação e uso de lagoas anaeróbicas e aeróbicas (Prá *et al.*, 2005). Porém, para agregar o valor e potencializar o reaproveitamento dos subprodutos gerados, tem-se utilizado os biodigestores (Palhares, 2008).

Para Oliveira (1993), os sistemas de tratamento biológico de resíduo da suinocultura enquadram-se nas categorias aeróbios ou anaeróbios, atuando com a presença ou a ausência do oxigênio nos processos de transformação da matéria orgânica. De acordo com o mesmo autor, para as técnicas de tratamento biológico aeróbio, destacam-se a compostagem, as lagoas de estabilização e os diques de oxidação. Quanto aos processos anaeróbios, tem-se as lagoas e os biodigestores anaeróbios.

O reúso de efluentes, de qualquer natureza, torna-se fundamental, para os recursos hídricos e a sustentabilidade ambiental, especialmente diante do aumento da demanda por água e da escassez crescente em várias regiões. Essa prática tem contribuído para a redução do consumo de água potável em atividades industriais, além de minimizar a poluição dos corpos d'água ao evitar o descarte inadequado de efluentes e resíduos.

Entretanto, segundo Marchi (2010), o conhecimento das características físicas, químicas e microbiológicas desses efluentes, torna-se possível a escolha de tecnologias apropriadas para a sua disposição no ambiente, bem como estabelecer medidas adequadas de proteção ambiental. O mesmo autor ressalta que a tecnologia a ser empregada deve visar máxima eficiência no aproveitamento do resíduo, minimizando os impactos negativos sobre o ambiente.

Segundo Couto (2019), o manejo dos efluentes de suinocultura pode ocorrer por armazenamento ou tratamento. No armazenamento, os dejetos ficam depositados para a fermentação da biomassa e redução dos patógenos em unidades pré-dimensionadas. Já o tratamento tem a finalidade de melhor reaproveitamento dos subprodutos dos dejetos, minimizando os riscos de poluição ao meio ambiente, podendo ser manejado nas formas líquidas ou sólidas.

Diversos autores têm amplamente abordado formas de tratamento e armazenamento utilizando técnicas para efluentes de suinocultura, não só no Brasil, mas em diversos países. A escolha do processo a ser adotado está diretamente ligada a fatores que envolvem características, como volume e aporte de nutrientes, bem como características do sistema para operacionalização desses dejetos, fazendo com que o tratamento atenda à legislação ambiental vigente.

Neste sentido, será dado enfoque às abordagens para as tecnologias de tratamento para efluente de suinocultura avaliadas pelos autores selecionados na pesquisa. Conforme as fontes, as estratégias variam desde métodos naturais e de baixo custo até sistemas altamente tecnificados para a recuperação de energia e nutrientes.

3.6.1 Digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia (DAN) consiste em uma sequência de etapas bioquímicas de conversão de matéria orgânica no interior do biodigestor (Caillot, 2017; Bayr *et al.*, 2012). Segundo Pavlostathis e Giraldo-Gomes (1991), esse processo pode conter diversas matérias-primas, desde substratos como hidratos de carbono, proteínas, gorduras e celulose.

De acordo com Couto (2019), esse sistema constitui-se da degradação biológica, sem a presença do oxigênio, com diversos tipos de microrganismos atuando na conversão de compostos orgânicos complexos, em produtos como: metano (CH_4) em proporções variáveis, dióxido de carbono (CO_2), bem como pequenas proporções de hidrogênio (H_2), nitrogênio (N), sulfeto de hidrogênio (H_2S), óxido nitroso (N_2O) e oxigênio (O_2), água (H_2O), amônia, além de células bacterianas.

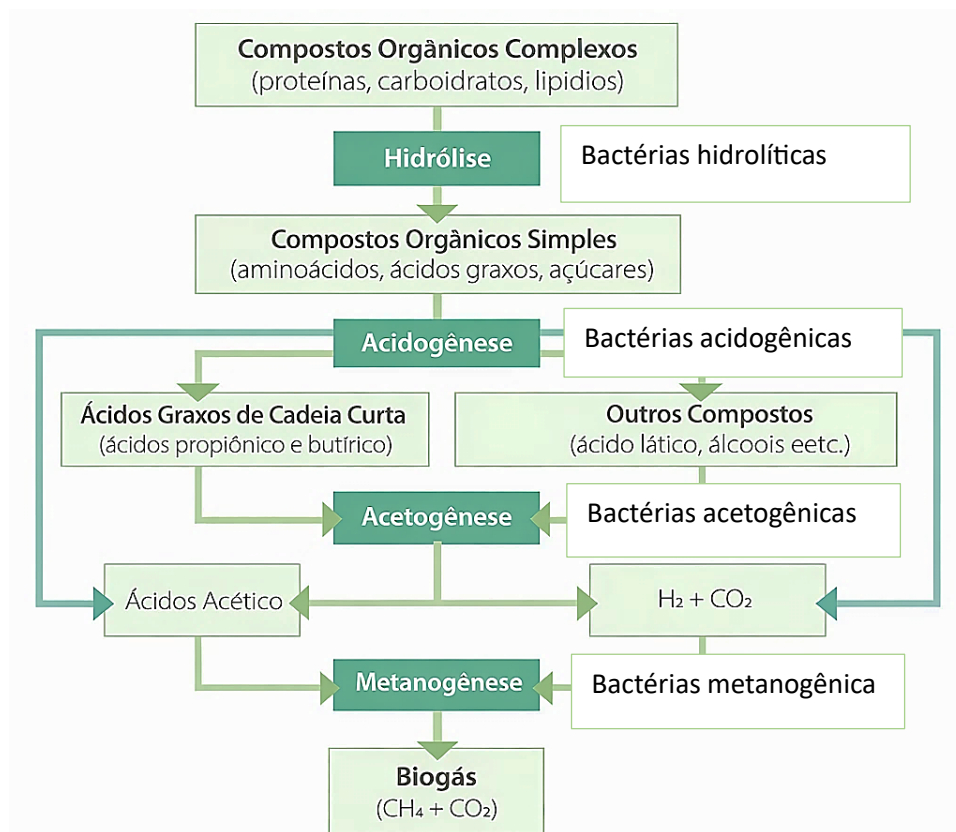
Venturin (2022) ressalta ainda que, nesse processo, os microrganismos anaeróbios transformam a matéria orgânica em substrato estabilizado, devido à mineralização dos sólidos voláteis e redução dos patógenos. Para Marostica (2023); Mendonça; Otenio e Paula (2021), o baixo consumo de energia, facilidade de operação dos reatores e produção mínima de lodo garantem a eficiência do sistema, bem como a geração de biogás ou biometano, que pode ser utilizado como fonte de energia, e biofertilizante de alta qualidade para uso na agricultura. Logo, além de reduzir o potencial poluidor, ajuda a produzir energia de forma sustentável (D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019). Por esse motivo, a técnica tem sido utilizada por produtores na suinocultura, como uma solução promissora para a gestão de resíduos e a geração de energia renovável (Marostica, 2023).

O processo de DAN consiste em quatro diferentes fases de conversão (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) (Chernicharo, 2010). Essas diferentes fases envolvem diversos grupos de microrganismos que trabalham de maneira conjunta e podem requerer diferentes condições ambientais (Marostica, 2023; Ye *et al.*, 2021). Para Caillot (2017), o desempenho do processo biológico em cada etapa da DAN para a produção de biogás exige o perfeito equilíbrio e coordenação entre cada estágio da decomposição.

O sistema integrado envolve a degradação e estabilização da matéria orgânica, por meio de microrganismos sensíveis a variações nas condições de funcionamento aplicadas. Havendo inadequação no processo, o sistema torna-se instável, resultando na redução de produção do biogás.

A Figura 8 apresenta as principais rotas metabólicas e os grupos de microrganismos envolvidos nas etapas do processo de digestão anaeróbia (DAN), que culmina na formação de (CH₄), para a produção do biogás.

Figura 8: Rotas metabólicas e grupos microbianos da digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de SENAI/PR (2016)

Além dos aspectos ambientais e operacionais que influenciam a digestão anaeróbia, é essencial conhecer as tecnologias disponíveis que vêm sendo estudadas e aplicadas no âmbito dos tratamentos dos dejetos da suinocultura, a fim de compreender os fatores que possibilitam a otimização da eficiência do sistema.

Para cada estudo aqui avaliado, destacam-se as tecnologias que apresentam particularidades capazes de afetar ou potencializar a eficiência global do tratamento. Em alguns casos, essas particularidades favorecem a degradação da matéria orgânica, incrementam a produção de biogás ou melhoram a qualidade do digestato gerado; em outros, especialmente quando o efluente está altamente carregado, os efeitos podem ser neutros ou não benéficos.

3.6.2 Potencial energético do biogás

A produção de biogás por (DAN), possui diversas vantagens ambientais e torna recursos para a produção de energia renovável (Mathias e Silva, 2023). Estudos demonstram sua aplicabilidade na geração de energia térmica, elétrica e veicular, promovendo autonomia energética e benefícios socioambientais às propriedades rurais (D'Aquino; Mello e Costa Junior, 2019; Menegheti, 2021).

Em países com alta produção pecuária, como Índia, China e Brasil, o biogás é uma alternativa viável, sobretudo para pequenas propriedades rurais, por permitir geração distribuída próxima ao ponto de consumo, reduzindo a demanda por grandes linhas de transmissão (Bond e Templeton, 2011; Menegheti, 2021).

A eficiência do biogás está diretamente associada à disponibilidade de biomassa residual disponível, como dejetos de aves, suínos e bovinos (confinados e semiconfinados), e à viabilidade econômica de sistemas descentralizados (Mathias e Silva, 2023).

Estudos indicam que 1 m³ de esterco de suínos pode gerar cerca de 50 m³ de biogás, ou seja, aproximadamente 0,051m³ de biogás por kg de dejetos, equivalendo a 1,3 kWh por m³ de biogás gerado (Konzen, 1983; Colatto e Langer, 2011).

Em uma propriedade rural com dois biodigestores, foi estimada a produção mensal de 8.650 m³ de biogás, correspondendo a 11.245 kWh de energia, suficiente para atender o consumo de aproximadamente 75 famílias/mês (Couto, 2019). Experimentações confirmam que a energia térmica e elétrica gerada por biogás pode suprir demandas comunitárias, contribuindo para a sustentabilidade energética rural (Mendonça; Ometto e Otenio, 2017; Menegheti, 2021).

Além da geração de energia, o uso de biodigestores resulta em digestato, biofertilizante que agrega valor ambiental e econômico ao processo (Menegheti, 2021). Propostas de protótipos acessíveis e de baixo custo ampliam o potencial do biogás para agricultores familiares em regiões de menor infraestrutura (Praciano *et al.*, 2025).

Durante 8 meses de experimento em um biodigestor canadense, Mendonça; Ometto e Otenio (2017), observaram um volume total de 12.503,3 m³ de biogás e produção de energia de 16.254,3 kWh. Se considerarmos que o consumo médio de uma família brasileira (três a quatro pessoas) é de 150 kWh mês⁻¹, essa produção atenderia aproximadamente 108,362 famílias durante um mês com sobra de energia.

Estudo de Menegheti (2021) com 8 propriedades rurais indica que o biogás é utilizado para energia elétrica em 75% das unidades, energia térmica em 25% e outros fins em 25%. A maioria dos biodigestores instalados (87,5%) é do modelo canadense/lagoa, e dos proprietários, 1/4 declaram estar satisfeito e 3/4 deles estão muito satisfeitos com a utilização de biodigestores e a produção do biogás gerado para fornecer energia.

Em escala menor, Praciano *et al.* (2025) propuseram um biodigestor de baixo custo para agricultores familiares no semiárido, com o objetivo de gerar energia térmica (biogás) para cocção de alimentos. Por sua vez, em escalar maior, os autores elaboraram um projeto conceitual de biodigestor (tecnologia social), destacando os custos e a viabilidade econômica na redução da insegurança energética, destinado a propriedades rurais de suinocultura.

Inicialmente, o dimensionado em 5 m³ (5.000 L), construído com caixas d'água de polietileno, foi projetado com folga operacional para otimizar a digestão anaeróbia. Em simulação para uma carga de 10 suínos adultos, estimou-se a produção de 39 m³ de biogás por mês, equivalente a dois botijões de GLP de 13 kg. Segundo o mesmo autor, se operado em capacidade máxima, o biodigestor pode gerar energia térmica, correspondente a até seis botijões mensais.

Os autores utilizam os dados do protótipo para estimar o investimento financeiro em R\$ 3.670,37, com tempo de retorno do investimento a ser pago em 33 meses, em parcelas decrescentes (R\$ 125,02 a R\$ 98,64), a serem pagos com os custos mensais que as famílias já possuem com gás de cozinha, permitindo aplicação comunitária.

Calza *et al.* (2015) reforçam o estudo de Praciano *et al.* (2025), demonstrando que o modelo canadense é a opção mais viável para propriedades rurais em Cascavel-PR, ao combinar uma estrutura horizontal simples, baixo custo, utilizando mantas de PVC e PEAD. Os mesmos autores destacam uma produção de energia altamente econômica. Apresentaram custos para esse modelo variando de R\$ 2.104,00 a R\$ 7.266,00, para capacidades de 20 a 120 m³.

O estudo de Calza *et al.* (2015) comprovou uma economia de escala, em que quanto maior for o número de animais, menor o custo por kWh. No caso específico de 100 suínos, o volume calculado de 32,2 m³ enquadra-se em uma unidade de 40 m³ com custo de construção de R\$ 3.162,00. Nessa escalada, o custo da energia atinge apenas R\$ 0,015/kWh, transformando o efluente em uma fonte de receita que amortiza rapidamente o investimento e resolve passivos sanitários e ambientais.

3.6.3 Necessidade de transição energética

A transição para fontes energéticas sustentáveis é imperativa diante dos desafios ambientais e econômicos atuais, alinhando-se aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) das Nações Unidas que priorizam o acesso universal à energia limpa até 2030, a fim de mitigar a degradação ambiental em um contexto globalizado.

De acordo com o IPEA (2012), com o crescimento da população mundial, a demanda por energia aumentará significativamente até 2040. Segundo D'Aquino, Mello e Costa Junior (2019), apontam ainda que a DAN dos dejetos da suinocultura surge como uma tecnologia chave no tratamento de efluentes agroindustriais, ao impulsionar a produção sustentável de energia para a produção de biogás. Essa aplicação de biodigestores, através do aproveitamento dos resíduos dessa atividade, contribui para a diversificação da matriz energética e a redução da dependência de combustíveis fósseis (Mathias e Silva, 2023; Venturin (2022).

A matriz energética brasileira, conforme indicado no Relatório Síntese do Balanço Energético Nacional 2025, divulgado pelo Ministério de Minas e Energia e pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), é uma das mais renováveis do planeta, com 88,2% da geração de energia no Brasil em 2024, proveniente de fontes renováveis. Enquanto a média global foi de somente 29,9% em 2022. Apesar disso, o percentual significativo de emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), proveniente de atividades agrícolas no Brasil, é de 30,5% (EPE, 2025).

Entretanto, o fortalecimento do uso de biodigestores em propriedades familiares requer apoio político para adaptação da legislação e investimentos tecnológicos para superar barreiras regulatórias e ampliar o acesso desses produtores ao mercado energético (Mathias e Silva, 2023). Os mesmos autores apontam que experiências internacionais, em países como Índia e China, com grande produção pecuária reforça o potencial do biogás para geração distribuída em pequenas propriedades.

Em suma, os autores analisados neste estudo corroboram o consenso sobre a importância da transição energética multifacetada, com ênfase na substituição dos combustíveis fósseis por fontes renováveis, especialmente o biogás produzido a partir de efluentes de processos agroindustriais. Apesar de abordarem o tema sob diferentes perspectivas e ênfases, os autores enriquecem a discussão e evidenciam a complexidade da transição energética, que abrange aspectos tecnológicos, sociais, econômicos, políticos e ambientais. Não foram identificados posicionamentos contrários à necessidade dessa transição, mas sim diferentes enfoques complementares que contribuem para a discussão.

Dada a importância do potencial energético do biogás como alternativa energética sustentável e renovável, bem como o uso de biofertilizantes como alternativa sustentável à substituição de adubos químicos convencionais, torna-se imperativo a adoção de tecnologias de tratamento de resíduos agroindustriais.

A digestão anaeróbia surge nesse sentido, como uma alternativa para diversos sistemas de tratamento de efluentes, particularmente os originados da suinocultura. Esses tratamentos visam a produção do biogás, reduzir a carga de poluentes e gerar subprodutos úteis, como soluções viáveis para a gestão integrada de resíduos orgânicos.

Neste cerne, destacam-se tecnologias como: esterqueiras, biodigestores de modelo lagoa coberta (BLC) e canadense, lagoas de estabilização (anaeróbias), reatores anaeróbios compartimentados (RAC) e reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) por digestão anaeróbia. Cada uma dessas tecnologias possui características específicas de funcionamento, vantagens e limitações que influenciam diretamente a eficiência do tratamento, apresentando em alguns casos a necessidade de integração entre tecnologias que demandem etapas complementares a fim de alcançar os padrões ambientais exigidos.

3.6.4 Tratamento de efluentes de suinocultura com processo anaeróbio

3.6.4.1 Esterqueiras

As esterqueiras e bioesterqueiras consistem em unidades de armazenamento pré-dimensionadas e amplamente utilizadas no Brasil para o manejo de dejetos suínos. Sua difusão ocorre principalmente devido ao baixo custo de implementação, operação e manutenção, operando com um tempo de retenção hidráulica (TRH) idealmente fixado entre 90 a 120 dias para garantir a estabilização da biomassa e a redução de patógenos antes da aplicação no solo (Couto, 2019).

Estruturalmente, tratam-se de bacias escavadas no solo, revestidas com alvenaria ou mantas impermeabilizantes (como lonas de PEAD), as quais devem ser equipadas com sistemas de drenagem para proteger o solo e o lençol freático contra infiltrações e contaminações (Couto, 2019).

Durante o período de armazenamento, a biomassa sofre um processo de fermentação anaeróbia que resulta na redução da carga orgânica e de microrganismos patogênicos (Cardoso; Oyamada e Silva, 2015; Kunz *et al.*, 2005). Gusmão (2008) aponta que, embora as fases da

digestão anaeróbia ocorram de forma simultânea e dispersas no ambiente, o esvaziamento periódico e o manejo sem critérios rigorosos podem comprometer a estabilidade do sistema e a qualidade do efluente final. Ressalta-se que o uso exclusivo para dejetos suínos brutos frequentemente favorece a putrefação do material e a geração de odores desagradáveis, além de apresentar baixa eficiência na remoção de nitrogênio para fins de lançamento em corpos hídricos.

Cardoso, Oyamada e Silva (2015), identificaram que, embora as esterqueiras e lagoas ainda prevaleçam no Brasil pelo baixo custo, o uso de biodigestores destaca-se como a solução de interesse para produções maiores e propriedades integradas, enquanto a compostagem surge como alternativa em expansão.

3.6.4.2 Biodigestor: lagoa coberta e canadense

- **Modelo lagoa coberta (BLC)**

Os biodigestores BLC são amplamente empregados no Brasil para tratar efluentes agroindustriais, principalmente os efluentes gerados na atividade de suinocultura, uma vez que apresentam baixo custo e simplicidade operacional (Cheng *et al.*, 2018).

Segundo Oliveira (2004), o BLC é muito aplicado em propriedades rurais de pequeno e médio porte, podendo ser utilizado para diferentes resíduos orgânicos, animais e vegetais. Trata-se de um processo contínuo, em que cada carga diária de substrato corresponde a uma descarga equivalente de material digerido. A biomassa é movimentada pelo gradiente de pressão hidráulica gerada durante a carga. O tempo de retenção hidráulica varia de 30 a 50 dias, dependendo da temperatura ambiente e da biomassa.

De acordo com Kundu *et al.* (2017), as principais vantagens no emprego dos BLC são a conversão da biomassa em bioenergia, resultando na recuperação do biogás, substituindo fontes de energia não-renováveis em alternativas mais sustentáveis para a granja. Além disso, Gusmão (2008) aponta serem de baixos custos, devido à menor área superficial necessária, pouca tecnologia associada, agilidade na construção para grandes volumes e facilidade operacional para tratamento de efluentes de alta concentração. Entretanto, a este tipo de biodigestor é necessário a aplicação de tratamento complementar, pois o efluente ainda possui uma grande quantidade de matéria orgânica.

- **Biodigestor canadense** (fluxo pistão ou *plug-flow*)

Segundo Von Sperling (2018), o biodigestor canadense caracteriza-se por ser um reator anaeróbio de fluxo disperso, onde o substrato é rapidamente misturado e distribuído ao longo do reator.

Na literatura brasileira, ele é destacado por possuir características construtivas rígidas, como a relação de 3:1 entre comprimento e largura (trincheira trapezoidal) (Couto, 2019). O mesmo autor destaca que o modelo tipo fluxo horizontal se semelha a uma lagoa retangular, com entrada e saída do substrato, composto por duas partes principais: a caixa de degradação do substrato, em que ocorre a biodigestão anaeróbia, e gasômetro, que armazena os gases produzidos.

Oliveira (2005) aponta que os biodigestores costumam apresentar ineficiência, influenciados por manejo incorreto ou pela influência da temperatura ambiente, que pode alterar a temperatura da biomassa no interior do biodigestor e, em períodos de inverno, pode reduzir a atividade microbiana, já que estes apresentam uma temperatura ótima de crescimento por volta de 35 °C.

Um cuidado com a utilização desses biodigestores diz respeito ao efluente líquido que sai do sistema, não podendo ser descartado nos corpos receptores, pois ainda apresenta um alto potencial poluidor, principalmente quando considerado nitrogênio e fósforo (Kunz e Oliveira, 2006).

3.6.4.3 Lagoas de estabilização (anaeróbia)

A utilização de lagoas como sistema de tratamento dos dejetos suínos é uma prática simples e amplamente adotada no meio rural, devido ao baixo custo de implementação e operação, que requer pouca mão de obra e equipamentos. Segundo Giron (2019), o tratamento tem como objetivo principal a remoção da matéria orgânica das águas residuárias, a eliminação de microrganismos patogênicos e a utilização do efluente para reuso em outras finalidades, como na agricultura.

Existem diversos tipos e arranjos de sistemas de lagoas. No tratamento dos dejetos de suínos, os mais utilizados são as lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbicas (Silva, 2003; Von Sperling, 2017 e Couto, 2019). Nas lagoas anaeróbias, predomina a zona anaeróbica na porção inferior, onde o material orgânico sedimentado é degradado por

microrganismos em ausência de oxigênio, convertendo-se lentamente em gás carbônico, gás sulfídrico (oxidado posteriormente na zona aeróbica) e metano. O propósito deste tipo de lagoa é a destruição e estabilização do material orgânico, e não a desinfecção do efluente para descarte (Von Sperling, 2017).

O desempenho das lagoas anaeróbias é influenciado principalmente pela profundidade, que varia entre 4 e 5 metros para manutenção da zona anóxica, e pelo tempo de detenção hidráulica, que determina o período necessário para a degradação do efluente (Couto, 2019). O mesmo autor aponta ainda que, devido às elevadas cargas orgânicas, nutrientes e patógenos presentes nos dejetos suínos, as lagoas anaeróbias isoladas são insuficientes para o tratamento final, antes do descarte em corpos receptores, sendo necessárias etapas complementares, como lagoas facultativas e de maturação.

3.6.4.4 Reator anaeróbio compartimentado (RAC)

De acordo com Rodrigues *et al.* (2020), o RAC, também denominado reator anaeróbio de chicanas, configura-se como uma tecnologia promissora para o tratamento de efluentes residuários, especialmente aqueles caracterizados por elevadas concentrações de sólidos suspensos orgânicos, como os provenientes da suinocultura. Silva e Nour (2005) destaca que esse sistema apresenta elevada eficiência na remoção de carga orgânica e sólidos em suspensão, aliada a custos operacionais e de implantação reduzidos, além da simplicidade operacional.

A eficácia do sistema foi corroborada por Rodrigues *et al.* (2020), os quais avaliaram um sistema combinado RAC-FA para tratamento de efluentes suínos, reportando eficiência média de remoção global de 88,8% de DQOt e nitrogênio total kjeldhal (NTK) com eficiência global na remoção de 56,3%, variando de 34,1% a 78,2% ao longo do experimento, além da eficiência global do sistema de 67,5% de SSV e significativa de 80,5% de sólidos suspensos totais (SST).

Os autores destacam o sistema como uma alternativa eficaz para a mitigação de impactos ambientais em granjas de pequeno porte. Contudo, fazem uma ressalva importante: os teores de DQO e nutrientes ainda são elevados para o lançamento direto em corpos d'água, exigindo tratamentos complementares.

Como vantagens técnicas, o RAC como projeto simplificado, dispensa o uso de separadores de gás ou de lodo, devido à baixa geração de lodo. Segundo Boopathy (1998), a configuração do reator promove alta retenção da fração orgânica (sólidos voláteis) presente nos

resíduos, constituída predominantemente por partículas com diâmetro inferior a 0,21 mm. Os componentes bioquímicos dessa fração, como proteínas, lipídeos e celulose, respondem por mais de 50% do potencial metanogênico.

Yang e Moengangongo (1987) apontam que a remoção de matéria orgânica em RAC ocorre também por meio de sedimentação e floculação, demonstrando que o reator funcionaria como processo físico-químico e biológico na remoção de sólidos. Com essas características, os RAC têm se apresentado como boa alternativa para o tratamento de águas residuárias com altas frações de sólidos suspensos orgânicos, como são os efluentes da produção agropecuária, entre eles, as águas residuárias de suinocultura (Rodrigues *et al.*, 2020).

3.6.4.5 Reator UASB (Upflow anaerobic sludge blanket)

O Reator UASB, também denominado reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente, é um tipo de tecnologia anaeróbia amplamente utilizada no mundo para o tratamento de águas residuárias (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2022). Venturin (2022) aponta que o processo consiste em um fluxo ascendente por meio de um leito de lodo denso, onde ocorre a estabilização da matéria orgânica e a formação de novas células e de biogás.

É constituído por um separador de fases que divide o reator em duas partes: uma inferior, a zona de digestão, onde se encontra uma manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia; e uma superior, a zona de sedimentação (Van Haandel e Lettinga, 1994). Cabe ressaltar que, segundo Venturin (2022) esse reator desenvolve uma biomassa de elevada atividade; são modelos de alta taxa, que empregam um baixo tempo de retenção hidráulico (4 a 72 horas) para o tratamento de efluentes com matéria orgânica biodisponível e solúvel, ou seja, a concentração de sólidos deve ser inferior a 2%.

Para Von Sperling; Chernicharo (2005), outros aspectos adicionais relevantes desses reatores são o baixo custo de implantação e de operação; o baixo consumo energético e a baixa quantidade de lodo a ser gerenciada. Venturin (2022) destaca que, uma vez que reatores do tipo UASB são ideais para remoção de matéria orgânica prontamente biodisponível, espera-se, com esse sistema de pré-tratamento, gerar um efluente com condições mais brandas e estáveis de matéria orgânica e sólidos suspensos, onde esse biofertilizante estabilizado (digestato), possa ser introduzido no solo.

Entretanto, Gusmão (2008) ressalta algumas limitações desses sistemas. A DBO do efluente pode ser elevada demais para descarga direta em corpos d'água, e o reator não é

eficiente na redução de microrganismos patogênicos, exigindo pós-tratamento. Além disso, o funcionamento do UASB requer temperatura entre 15 °C e 35 °C, e a partida da operação pode ser demorada e, por vezes, difícil.

3.6.4.6 Reator anaeróbio de mistura completa (CSTR)

O biodigestor do tipo CSTR, que vem do inglês (*Continuous stirred tank reactor*) ou reator com tanque agitado continuamente, é reconhecido por apresentar um conteúdo homogeneizado devido à inclusão de um sistema de agitação (Kunz, Steinmetz e Do Amaral, 2019). Segundo Boe e Angelidaki (2009); D'Aquino; Mello e Costa Júnior (2019), esse processo é indicado, por conta da simplicidade exigida na operação e da estabilidade, mesmo em situações de mudança brusca do substrato.

Kunz, Steinmetz e Do Amaral (2019), não há acumulação de lodo entre o tempo de retenção hidráulica (TRH) e tempo de retenção de sólidos (TRS), ou seja, o período que líquidos e sólidos permanecem no sistema é o mesmo, situando-se comumente em um intervalo mínimo entre 15 e 30 dias.

Entretanto, D'Aquino; Melo e Costa Junior (2019) apontam que os parâmetros analisados em laboratório, fixados para avaliar o comportamento desses reatores controladamente, quando avaliados em campo, devido à variação natural da carga orgânica e de composição do dejetos, encontram grande dificuldade de replicação dos resultados obtidos em laboratório.

Segundo Lins *et al.* (2020), os reatores CSTR são indicados para substratos com alto nível de composição de sólidos totais (ST), sendo recomendada faixa de até 10% e tempo de retenção hidráulica (TRH) de 15 dias. Esse valor corrobora com as recomendações de Li, Park e Zhu (2012), que indicam concentrações de ST inferiores a 15%, pois tal faixa facilita a homogeneização e garante a fluidez do material no interior do reator. A nível de comparação com outros reatores, Kunz; Steinmetz e Do Amaral (2019) apontam que, o reator UASB é empregado para substratos com até 1% de ST a um TRH de 1 a 3 dias.

De acordo com Lorenzini (2024) e Mantovan; Zanatti; Burin (2021), embora a implementação de sistemas de agitação aumente os custos iniciais e operacionais, a prática favorece a distribuição homogênea do calor e evita a formação de "zonas mortas", mantendo o contato entre os sólidos em suspensão e os microrganismos, potencializando a interação, aumentando assim a eficiência do processo.

3.6.4.7 Codigestão anaeróbia (CoDA)

A CoDA é um processo que consiste na mistura de dois ou mais substratos para maximizar a produção de metano e superar as limitações da monodigestão (MonoDA) de dejetos suínos (Oliveira *et al.*, 2022).

De acordo com Mata-Alvarez *et al.* (2014), é uma estratégia tecnológica e promissora, combinando substratos que equilibram nutrientes e umidade, além de diluírem compostos inibitórios, que ajuda a maximizar a produção de metano, superando as limitações encontradas nos dejetos suínos isolados. Além disso, a CoDA pode aumentar a biodegradabilidade de substratos recalcitrantes e melhorar a estabilização e as taxas de produção de biogás (Marañón *et al.*, 2012).

Segundo Wang *et al.* (2016), a digestão de dejetos suínos isolados (MonoDA), devido à sua composição com elevado teor de nitrogênio presente nesse tipo de resíduo, pode representar condições indesejáveis para a degradação, como fermentação excessiva, acidificação do meio e altas concentrações de nitrogênio amoniacal.

No entanto, Oliveira *et al.* (2022) apontam que esses fatores podem ser minimizados pela codigestão, combinando diferentes resíduos para equilibrar os nutrientes e garantir maior estabilidade do processo.

Wu *et al.* (2010) apontam que um aumento na produção volumétrica de biogás utilizando resíduos agrícolas em associação com esterco suíno contribuiu para uma produção de biogás de 6,6 L dia⁻¹, tendo adicionado talos de milho, e 7,2 L dia⁻¹ com a adição de palha de aveia. Entretanto, ao utilizarem somente esterco suíno, essa produção não ultrapassou 2 L dia⁻¹.

No contexto do manejo de dejetos de suinocultura, as tecnologias não-anaeróbias emergem em propriedades rurais, como alternativas viáveis de baixo custo. Esses processos enfatizam a separação eficiente de fases sólida e líquida, seguida de estabilização aeróbia ou natural, promovendo a redução de patógenos, a minimização de odores e a geração de subprodutos utilizáveis como fertilizantes orgânicos.

3.6.5 Tratamentos não-anaeróbios

3.6.5.1 Lagoas de estabilização (facultativas e aeróbias)

As lagoas facultativas possuem uma zona aeróbia superficial, uma região facultativa intermediária e uma zona anaeróbia no fundo, onde o lodo sedimentado é encontrado (Von

Sperling, 2017). Para o mesmo autor, já as lagoas de maturação são utilizadas como pós-tratamento, criando um ambiente hostil para organismos patogênicos, a fim de removê-los, por meio de condições desfavoráveis para sua sobrevivência, como alta radiação solar (raios ultravioletas), elevado pH (alcalino) e oxigênio dissolvido, baixas temperaturas, poucos nutrientes e elevada predação biológica (Von Sperling, 2017).

Segundo Oliveira (1993), as lagoas de aeração natural exigem grandes áreas e são economicamente inviáveis. Entretanto, já as lagoas aeradas mecanicamente, devido à alta turbulência criada pela agitação mecânica, mantêm os sólidos em suspensão por agitação, e os sólidos que se sedimentam no fundo da lagoa são decompostos de forma anaeróbia, semelhante ao processo de lodos ativados, porém sem retorno de lodo.

3.6.5.2 Sistemas alagados construídos (SAC)

Os SAC, também conhecidos internacionalmente como *Wetlands* construídos (WCs), são tecnologias de tratamento de efluentes baseadas em processos naturais que ocorrem em ecossistemas de várzeas e pântanos (Ito *et al.*, 2019). Esses sistemas, reproduzem os processos de depuração de ambientes alagados naturais em condições controladas (Fia *et al.*, 2020). Devido à sua operação simples, alta eficiência na remoção de nutrientes e abordagem sustentável, essa tecnologia tem se destacado como uma excelente alternativa de pós-tratamento complementar na suinocultura.

As WCs são lagoas artificiais ou canais vegetativos artificiais impermeabilizados (ex.: lonas isolantes) para impedir infiltração de efluentes no solo e a contaminação das águas subterrâneas (Vilar *et al.*, 2019). Destacam ainda que esses sistemas são construídos sob a presença de um meio filtrante formado por pedra brita e areia (Fia *et al.*, 2020; Ito *et al.*, 2019), recebem o plantio de macrófitas emergentes (Amorim *et al.*, 2019; Fia *et al.*, 2020). Nestes sistemas, o efluente transita por múltiplos processos de purificação, abrangendo a filtração física, a decomposição microbiológica via biofilme e, ainda, a assimilação de nutrientes pelas vegetações (Vilar *et al.*, 2019; Ito *et al.*, 2019).

Vymazal (2007) e Amorim *et al.* (2019) aponta que os sistemas de WCs podem ser classificados em fluxo superficial e fluxo subsuperficial, variando também na forma como o efluente é inserido, podendo ser horizontal ou vertical. Tais sistemas, segundo Ito *et al.* (2019) e Silva; Bernardes e Ramos (2015), oferecem condições propícias para a implementação de um

pós-tratamento integral e eficaz, sobretudo para efluentes anaeróbicos como os provenientes da suinocultura, devido à sua considerável capacidade de redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Fia *et al.* (2010) destacam que os WCs, associados a espécies vegetais como pós-tratamento, produzem efluente suíno de qualidade superior, atendendo aos padrões de lançamento em cursos d'água conforme a legislação ambiental. Por outro lado, Amorim *et al.* (2019) reconhecem a eficiência expressivas de remoção do sistema, entretanto, apresenta uma conclusão cautelosa em relação aos padrões de lançamento e reúso. O autor aponta uma remoção para coliformes totais (TC), variando de 96,4% a 99,0%, mas as concentrações do efluentes ficaram acima das recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), devido aos níveis residuais, ficando este efluente restrito ao uso na fertirrigação em certas culturas, necessitando de tratamentos adicionais.

Nesse contexto, os filtros orgânicos com resíduos como bagaço de cana, serragem ou casca de arroz como meio poroso surgem como alternativa viável para otimizar os WCs oxigenados, auxiliando na retenção de sólidos suspensos e no suporte ao crescimento microbiano aeróbio (Magalhães *et al.*, 2006; Lo Monaco *et al.*, 2014).

De acordo com Povinelli e Martins (1973), o processo mecânico de remoção dos sólidos em suspensão (SS) por meio da filtração fundamenta-se no conceito de que um material poroso consegue reter partículas contaminantes de dimensões inferiores às dos poros da camada filtrante. As águas residuárias brutas provenientes da suinocultura apresentam conteúdo de sólidos totais em torno de 49.000 mg L⁻¹ (Amaral *et al.*, 2024) e sedimentáveis de cerca de 300 a 800 mL L⁻¹ (Casalechi *et al.*, 2021). Magalhães (2002) aponta que, tendo em vista o risco de obstrução gradativa dos poros do leito filtrante, o uso de filtros convencionais de areia, pelo aumento da perda de carga no sistema, torna esses mecanismos de remoção temporários ou finitos.

Um meio filtrante ideal deve ser constituído de partículas de diâmetro e tipo de material que proporcionem melhorias significativas na qualidade do efluente das colunas filtrantes e retenham o máximo possível de sólidos (Magalhães *et al.*, 2006).

O uso de materiais orgânicos para a filtragem, como ferramenta auxiliar no tratamento de efluentes, constitui-se como uma alternativa simples e de baixo custo para pequenos agricultores familiares. Segundo Lo Monaco *et al.* (2014) e Nandorf *et al.* (2021), os resíduos orgânicos provenientes de atividades agrícolas podem ser uma boa opção para utilização como meio

filtrante alternativo à areia, devido à sua abundância, baixo custo de aquisição e também, pela possibilidade de serem compostados após serem descartados dos filtros e posteriormente utilizados como fertilizante agrícola.

Por essa razão, alguns resíduos utilizados como filtros orgânicos têm sido avaliados, tais como bagaço de cana-de-açúcar (Lo Monaco *et al.*, 2011a; Matos *et al.*, 2010); serragem de madeira (Magalhaes *et al.*, 2006), casca de arroz (Brandão *et al.*, 2003), sabugo de milho triturado (Lo Monaco *et al.*, 2011a), casca de frutos do cafeeiro (Brandão *et al.*, 2003), fibra de coco (Lo Monaco *et al.*, 2009), pergaminho de grãos de café (Matos *et al.*, 2006), além de engaço de bananeira (Nandorf *et al.*, 2021).

3.6.5.3 Filtro de evapotranspiração (TEVAP)

O tanque de evapotranspiração (TEVAP) é uma técnica desenvolvida e difundida por permacultores⁷ de diversas nacionalidades, com potencial para aplicação no tratamento domiciliar de águas negras em zonas urbanas e periurbanas (Pamplona e Venturi, 2004; Vilar *et al.*, 2019) e em tratamento de efluente de sistemas agroindustriais, como por exemplo na suinocultura.

Segundo Vilar *et al.* (2019), essa é uma tecnologia que opera em um sistema fechado, sem infiltração no solo, utilizada para o tratamento de águas residuais, que passa por processos naturais de degradação microbiana da matéria orgânica, mineralização e absorção de nutrientes e da água pelas plantas. Esse sistema, segundo o mesmo autor, recebe um determinado efluente, que passa por processos naturais de degradação microbiana da matéria orgânica.

Vilar *et al.* (2019) destaca ainda que, à medida que esses efluentes são introduzidos no sistema, ele passa por processos de decomposição e filtração, enquanto as plantas absorvem a água e liberam a umidade de volta para a atmosfera através da transpiração. Esse método não só ajuda na redução do volume de efluentes, mas também contribui para a recuperação de nutrientes, promovendo um ciclo sustentável.

De acordo com Galbiati (2009), o TEVAP apresenta alta eficiência, baixo custo, baixo consumo de energia, tolerância à variabilidade de carga e harmonia paisagística. Este autor

⁷ **Permacultura:** é considerada uma ciência socioambiental de planejamento de assentamentos humanos autossustentáveis, que evoluem naturalmente em relacionamentos dinâmicos e renováveis com o ambiente ao seu redor, que congrega o saber científico com o tradicional popular e visa a permanência das espécies na Terra. Disponível em: <https://permacultura.ufsc.br/o-que-e-permacultura/>.

aponta ainda que o sistema diminui a necessidade de pós tratamento do efluente, pois é dimensionado para que o efluente se já totalmente absolvido pelas plantas em condições normais de funcionamento.

Embora as tecnologias que envolvem a digestão anaeróbia ofereçam tratamento primário e secundário eficiente para remoção de poluentes e matéria orgânica nos dejetos líquidos de suinocultura, muitos efluentes remanescentes ainda excedem os limites de lançamento em corpos d'água (Resolução CONAMA n. 430/2011) ou padrões para uso no solo (Resolução CONAMA n. 375/2006).

Nesses casos, os tratamentos avançados ou terciários atuam como etapas complementares de “polimento”, removendo nutrientes residuais, patógenos e microcontaminantes por meio de processos físico-químicos, biológicos avançados ou combinados, a exemplo da eletrocoagulação-flotação (ECF), ANAMMOX[®], processos oxidativos avançados (POA).

3.6.6 Tratamento avançado

3.6.6.1 Eletrocoagulação-flotação (ECF)

A eletrocoagulação-flotação (ou eletrofloculação) é um método eletroquímico que associa os fenômenos de eletrocoagulação e eletroflotação para o tratamento de águas residuárias (João *et al.*, 2020). Segundo Grecco, Souza e Zanoni (2022), a técnica emprega corrente elétrica para a geração de coagulantes químicos *in situ*, que se formam por meio de reações de oxidação eletrolítica de um material utilizado como ânodo de sacrifício. Simultaneamente, ocorre no cátodo a formação de microbolhas de gás hidrogênio (H₂) resultantes da eletrólise da água, as quais promovem a agregação dos poluentes e dos coágulos para a formação de “agregados gás-coágulo”. Devido à baixa densidade, esses agregados são direcionados à superfície, facilitando a separação e a remoção do precipitado do meio reacional.

De acordo com João *et al.* (2020) diversas indústrias frigoríficas despejam seus efluentes diretamente em cursos d'água, sem qualquer tipo de tratamento prévio, podendo comprometer a qualidade do corpo receptor, tornando as águas impróprias aos usos múltiplos. Por sua vez, a (ECF) possui grande potencial para o tratamento desses efluentes provenientes de frigoríficos de suínos. Surge como um processo coadjuvante capaz de produzir efluentes com características mais adequadas para descarte, mitigando o impacto nos corpos hídricos.

Os mesmos autores apontam que, o processo de (ECF) substitui os aditivos químicos que são utilizados nos processos convencionais, bem como revela-se superior a esses processos, entretanto, por ser uma tecnologia emergente, que está sendo atualmente aplicada para o tratamento de efluentes, o conhecimento científico acerca do tema ainda é incipiente, especialmente para efluentes que apresentam elevadas cargas de matéria orgânica, como é o caso dos efluentes de frigoríficos de suínos.

Cabe destacar as suas vantagens de aplicação, listadas a seguir: menor tempo de retenção; equipamentos simples e de fácil operação; sem a utilização de produtos químicos no processo; remove as menores partículas coloidais, ao serem mais estáveis (contém menos água ligada) e, por consequência, podem ser melhor removidos por filtração rápida, diferente dos sistemas tradicionais. Além disso, produz efluentes com menos sólidos totais dissolvidos (STD).

Quanto às desvantagens, se aplicam aos eletrodos que necessitam de substituição regularmente, caso sofram passivação; um filme de óxido impermeável pode ser formado no cátodo, levando à perda de eficiência da unidade; é requerida alta condutividade do efluente, bem como, pode haver solubilização do hidróxido gelatinoso.

3.6.6.2 ANAMMOX®

A remoção biológica de nitrogênio geralmente é realizada pela combinação dos processos de nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica. Essas reações vêm sendo aplicadas com sucesso na maioria dos sistemas modernos de tratamento de águas residuárias (Egli *et al.*, 2001; Araujo *et al.*, 2010).

Segundo Wu *et al.* (2025), o processo de oxidação anaeróbia de amônia, conhecido como ANAMMOX (*Anaerobic ammonium oxidation*), emergiu como uma solução eficiente e sustentável para a remoção de nitrogênio de águas residuárias com alta concentração de amônia, como os efluentes de suinocultura.

Wu *et al.* (2025) apontam que o processo ANAMMOX® consiste na oxidação anaeróbia do íon amônio, por meio de bactérias específicas. Os mesmos autores descrevem ainda que os microrganismos utilizam o nitrogênio amoniacal e o nitrito, presentes em efluentes aquosos, como substrato, os quais são oxidados sob condições anaeróbias, diretamente a nitrogênio gasoso (N₂) (Wu *et al.*, 2025).

Para Singh *et al.* (2022) e Weralupitiya *et al.* (2021), as bactérias responsáveis por tal processo, chamadas de (BOAnA), são conhecidas por crescer em uma ampla gama de salinidades, temperaturas, disponibilidade de substratos e em consórcios com uma grande variedade de organismos.

Wu *et al.* (2025) afirmam que o processo ANAMMOX oferece vantagens comparado aos métodos de nitrificação-desnitrificação, devido à redução do custo operacional, do consumo de energia, devido à menor geração de biomassa e à ausência da necessidade de fontes de carbono externas e aeração.

De acordo com Araujo *et al.* (2010), várias pesquisas recentes indicam a detecção e identificação de bactérias ANAMMOX em diferentes contextos ambientais (nas mais diversas partes do mundo), tais como em sedimentos marinhos, lodo de sistemas de tratamento águas residuárias, em ambientes de água doce, em águas salobras, e em águas residuárias suínas (Wu *et al.*, 2025).

Venturin (2022) menciona em sua pesquisa que alguns obstáculos devem ser igualmente considerados no processo, pois essas bactérias são sensíveis a alterações abruptas no ambiente e nas características do efluente. Isso inclui: (i) taxa de crescimento lenta da biomassa ANAMMOX; (ii) lento *start-up*; (iii) a produção residual de nitrato; (iv) a regulação da temperatura (15 a 43°C, com um intervalo ideal para crescimento entre 33 e 38°C) e (v) a utilização de uma concentração reduzida de matéria orgânica no digestor.

3.6.6.3 Processos oxidativos avançados (POA)

Segundo Araujo *et al.* (2016), os processos oxidativos avançados (POAs) têm se destacado como uma das tecnologias de tratamento de águas residuais, devido à sua eficiência e eficácia na degradação de poluentes recalcitrantes, reduzindo impactos ambientais. Os POAs, segundo Giron (2019) e Araujo *et al.* (2016), tem sua eficácia diretamente ligadas a geração de radicais livres reativos, sendo o mais importante o radical hidroxila ($\text{OH}^\cdot$) de forte caráter oxidante.

Esses radicais atingem constantes de velocidade da ordem da difusão do $\text{OH}^\cdot$ em meio aquoso, e a sua alta reatividade garante a oxidação eficiente de poluentes orgânicos (Nascimento *et al.*, 2017).

Pignatello; Oliveros e Mackey (2006) apontam que o processo atua transformando os poluentes de forma total ou parcial, em espécies mais simples como dióxido de carbono, água, ânions inorgânicos ou substâncias menos tóxicas e de fácil degradação pelos métodos biológicos ou convencionais comumente empregados.

Segundo Polezi (2003), esses radicais hidroxila possuem propriedades adequadas para degradar todos os compostos orgânicos e reagir de 10^6 a 10^{12} vezes mais rápido que oxidantes alternativos como o O_3 . Um exemplo disso é o potencial de oxidação (redução) da radical hidroxila ($OH^\cdot$), sendo de ($E^0 = 2,73\text{ V}$), já os do ozônio (O_3), do oxigênio (O_2) e do peróxido (H_2O_2) são de ($E^0 = 2,08\text{ V}$); ($E^0 = 1,23\text{ V}$) e ($E^0 = 1,78\text{ V}$), respectivamente (Dias, 2011). Isso mostra, segundo Giron (2019) que o radical hidroxila possui um potencial oxidante consideravelmente superior, conferindo-lhe a habilidade de decompor uma extensa gama de compostos orgânicos de maneira ágil e não seletiva, o que garante a mineralização de poluentes complexos resistentes a tratamentos biológicos comuns em águas residuais, como no caso dos efluentes oriundos da suinocultura.

Segundo Domènech, Jardim e Litter (2001), os POAs são vantajosos para ampla variedade de compostos orgânicos, alcançando frequentemente a mineralização completa, ao contrário de tecnologias convencionais que geram subprodutos persistentes.

Para o mesmo autor, esses compostos são comumente aplicáveis a efluentes tóxicos sob diversas concentrações, mas eles destroem compostos refratários resistentes a tratamento biológicos, melhoram as propriedades organolépticas da água e, em alguns casos, convertem recalcitrantes em produtos biodegradáveis. Contudo, apontam limitações na aplicabilidade dos POAs, como indisponibilidade em escalas industriais adequadas e altos custos energéticos (Domènech; Jardim e Litter, 2001).

Além disso, o autor destaca ainda que, sob certas condições, geram subprodutos tóxicos e têm restrições em altas concentrações de poluentes, além de dependerem de pH específico, exigindo avaliação prévia para efluentes complexos, como os de suinocultura.

Araujo *et al.* (2016) apontam que, em alguns casos, os produtos resultantes da degradação dos POAs podem ser mais tóxicos e menos biodegradáveis do que os compostos originais. Vale ressaltar que, na avaliação da escolha por essas tecnologias, o risco da formação de poluentes orgânicos persistentes (POPs) ou de outros subprodutos tóxicos deve ser considerado.

Vários métodos são considerados no desenvolvimento de uma abordagem eficiente para destruir POPs, como fotólise, fotocatalise, ozonólise, oxidação Fenton, tratamento de água supercrítica, biodegradação, entre outros (Vallejo *et al.*, 2015).

4. METODOLOGIA

A metodologia do presente estudo fundamenta-se na abordagem do método de revisão bibliográfica integrativa, sendo um método que resume o passado da literatura empírica ou teórica, para fornecer uma compreensão mais abrangente de um fenômeno particular (Botelho; Cunha e Macedo, 2011; Broome, 2000). Para Grandi *et al.* (2024), “[...] o método propõe sintetizar resultados obtidos em pesquisas, de maneira sistemática e ordenada, com o propósito de contribuir para o conhecimento desse tema ou questão”. A revisão integrativa é considerada, portanto, um método para o desenvolvimento da revisão da literatura no campo organizacional (Botelho; Cunha e Macedo, 2011).

As etapas metodológicas de revisão integrativa utilizadas para alcançar os objetivos propostos nesse trabalho foram indicadas por Botelho *et al.* (2011) (Quadro 2).

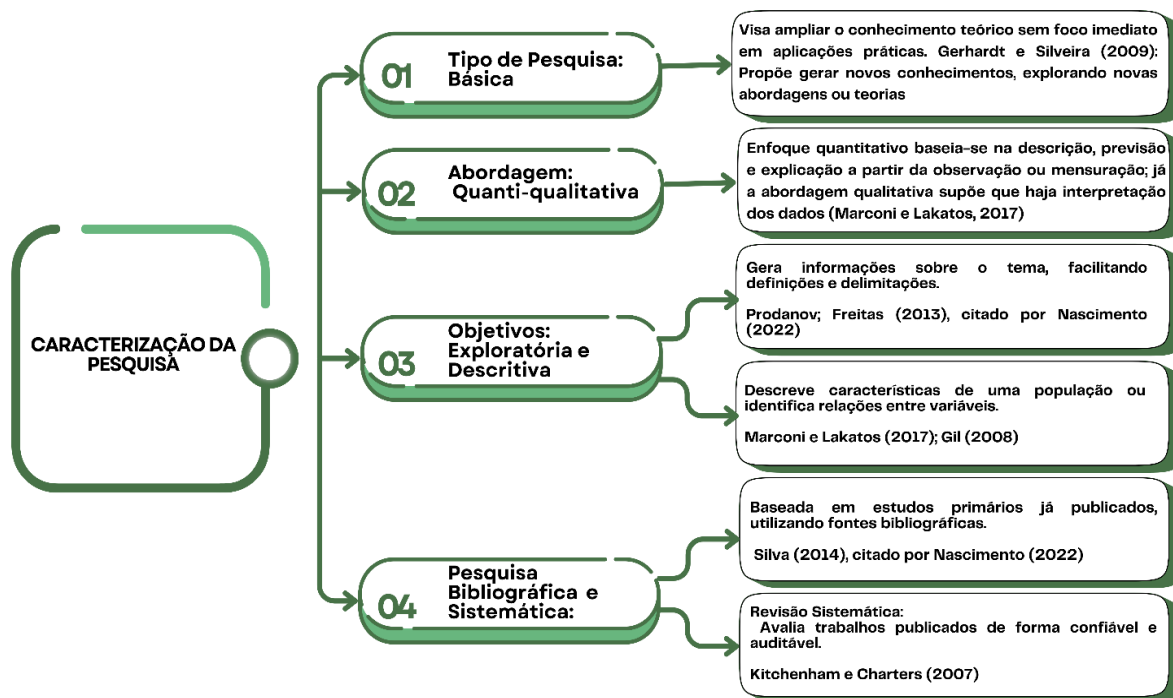
Quadro 2: Etapas da metodologia da revisão integrativa de literatura

Etapas	Processo para estabelecer a metodologia
Primeira	Identificação do tema e seleção da questão de pesquisa
Segunda	Estabelecimento de critérios de inclusão e exclusão
Terceira	Identificação dos estudos pré-selecionados e selecionados
Quarta	Categorização dos estudos selecionados
Quinta	Análise e interpretação dos resultados
Sexta	Apresentação da revisão/síntese do conhecimento

Fonte: Elaboração própria (2026) adaptado de Botelho; Cunha e Macedo (2011).

A seguir, apresenta-se a síntese da classificação do tipo de pesquisa adotado neste estudo (Figura 9).

Figura 9: Classificação do tipo de pesquisa adotado nesse estudo



Fonte: Elaboração própria (2026).

Os procedimentos desta pesquisa foram organizados de forma sistemática para estruturar um percurso metodológico capaz de alcançar os objetivos propostos. Durante as etapas de coleta, leitura, extração e análise dos dados, foram aplicadas ferramentas que agilizam o processo, facilitando a construção do conhecimento por seus usuários. Assim, adotaram-se nesta pesquisa a ferramenta de sistematização de dados da revisão sistemática (*Parsifal*)⁸ e o diagrama PRISMA⁹.

Segundo Kitchenham e Charters (2007), a primeira etapa da revisão sistemática de literatura consiste na elaboração do planejamento e no preenchimento do protocolo da revisão. Essa estratégia define os objetivos a serem alcançados, o problema da pesquisa e a forma de busca para identificar os estudos primários que serão utilizados na revisão, permitindo, assim, a análise crítica dos dados coletados.

⁸ "**Parsifal**" (<https://parsif.al/>): É uma ferramenta online projetada para dar suporte a pesquisadores nas revisões sistemáticas de literatura, dentro do contexto de Engenharia de Software (*Parsifal*, 2025).

⁹ **Declaração PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses)**: Consiste em uma lista de verificação de 27 itens e um diagrama de fluxo de quatro fases, com objetivo de ajudar os autores a melhorar o relato de revisões sistemáticas e meta-análises, nas avaliações de intervenções e avaliações críticas de revisões sistemáticas publicadas (Moher *et al.*, 2010).

Este procedimento descrito abrangeu a etapa inicial da pesquisa, na qual foram estabelecidos o protocolo da pesquisa com: o tema, o título, os objetivos centrais do estudo e a pergunta da pesquisa.

Após a elaboração do protocolo inicial com o planejamento, a etapa seguinte consistiu na estruturação da metodologia por meio da abordagem “PICOC”, esse acrônimo¹⁰ é utilizado em pesquisas e revisões sistemáticas de estudos clínicos para formular perguntas de pesquisa claras e estruturadas (Santos e Galvão, 2014).

A estrutura PICOC constitui os elementos essenciais para elaborar perguntas de pesquisa, abrangendo População (P), Intervenção (I), Comparação (C), Resultado (O) e Contexto (C), facilitando a estruturação da questão e a busca por evidências na literatura (Santos e Galvão, 2014; Santos; Pimenta e Nobre, 2007).

Portanto, neste estudo, adotou-se a estrutura PICOC na orientação por evidências relevantes à pergunta de pesquisa com a seguinte estrutura:

- População: Artigos científicos e publicações relacionados com o tratamento de efluente de suinocultura;
- Intervenção: Tecnologias utilizadas no tratamento de efluentes de suinocultura;
- Comparação: Entre definições, tecnologias e tratamentos adotados, bem como as percepções avaliadas nas pesquisas;
- Resultado: Avaliação sobre a adoção, tratamento e o uso de tecnologias que utilizam o efluente de suinocultura para lançamento, reuso ou produção de biogás;
- Contexto: O estudo será realizado por meio de uma perspectiva global, considerando o setor agropecuário, setor público, setor privado e Governo.

Realizou-se, inicialmente, uma pré-análise dos artigos com dados primários, indexados na *Scientific Electronic Library Online (SciELO)*, disponíveis no Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Segundo Nascimento (2022), a base *SciELO* atua como uma plataforma de busca integrada que indexa e disponibiliza artigos científicos, por meio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São

¹⁰ **Acrônimo:** Palavra que se forma pela junção das primeiras letras ou das sílabas iniciais de um grupo de palavras, de uma expressão. (Dicionário online de Português, 2025).

Paulo (FAPESP), em parceria com o Centro Latino-Americano e do Caribe de Informação em Ciências da Saúde (BIREME).

O estudo selecionou artigos publicados entre o período de 2019 a janeiro de 2025, incluindo artigos no idioma em português e inglês.

Neste sentido, foi realizado um levantamento bibliográfico na busca por trabalhos científicos de forma a aplicar critérios de inclusão e exclusão. Para tanto, foram abordados temas referentes ao tratamento de águas residuárias da suinocultura para reúso e fertirrigação, bem como produção do biogás, utilizando os seguintes termos: “água residuária de suinocultura”, “*pig farming effluent treatment*”, “tratamento de efluentes de suinocultura”, “tratamento anaeróbios”, “*wastewater treatment*” e “*anaerobic treatment*”. Estas palavras-chave e sinônimos foram separadas pelos operadores booleanos OR e AND, criando assim uma *string* de busca no espaço de busca da base selecionada.

Ademais, prosseguiu-se a identificação de novos estudos, utilizando-se as bases *Science Direct*, *Scopus* e *Google Scholar*. A base de dados *ScienceDirect* hospeda uma grande coleção de artigos de pesquisa científica e técnica. A *Scopus* indexa resumos, citações e métricas de conteúdos acadêmicos e outros. Tanto a *Science Direct* quanto a *Scopus* são de propriedade da editora *Elsevier* e o conteúdo é submetido a um rigoroso processo de revisão por pares antes da publicação. As buscas na plataforma *Google Scholar* foram realizadas diretamente na ferramenta de busca acadêmica mantida pelo *Google*. A escolha dessas bases justifica-se pela grande quantidade de periódicos que oferecem, pelo fator de impacto e pela facilidade de acesso aos artigos publicados.

Após a etapa do levantamento bibliográfico, iniciou-se a etapa de sistematização e avaliação dos critérios de busca, por meio da ferramenta *online Parsifal*. A escolha por essa ferramenta justifica-se por sua gratuidade, acessibilidade online e praticidade, que sistematizam o processo desde o planejamento (definição de protocolos, busca em bases indexadas) até a extração de relatórios.

A ferramenta segue protocolo faseado com: *review* (revisão), *planning* (planejamento), *conducting* (condução) e *reporting* (relatórios), com subdivisões que otimizam a organização da pesquisa.

1. *Review*: esta etapa abrange exclusivamente o título e uma descrição geral da revisão sistemática:

2. *Planning*: Inicia-se a etapa onde é definido o protocolo, *checklist* de avaliação de qualidade e a forma de extração de dados:

- Protocolo: subetapa do planejamento em que são definidos os objetivos, pergunta da pesquisa, palavras-chave e sinônimos, *string* de busca, *query* (consulta) e critérios de seleção;
- *Checklist* de avaliação de qualidade: subetapa do planejamento que atribui pontuação para cada questão de pesquisa, com o objetivo de qualificar os trabalhos retornados na busca efetuada;
- Forma de extração de dados: subetapa onde garante que as informações relevantes dos estudos científicos selecionados sejam coletadas de maneira sistemática e organizada.

3. *Conducting*: Etapa da execução propriamente dita da revisão sistemática e está dividida em 6 subetapas:

- Busca: nesta etapa é feita a elaboração da *string* de busca para cada plataforma de busca;
- Importação de Artigos Científicos: esta fase é responsável pela inserção dos artigos científicos selecionados das bases a cada plataforma de busca pré-definida, via código formato BibTEX;
- Seleção de Artigos: Esta fase é responsável pelo processo de inclusão/exclusão dos artigos científicos, com base nos critérios previamente definidos pela revisão;
- Avaliação de Qualidade: espaço que atribui pontuação aos artigos de acordo com as intenções da pesquisa pré-definidas;
- Extração de Dados: atribuição das técnicas de visualização e formas de representação a cada trabalho incluído na revisão;
- Análise de Dados: após todo o protocolo realizado, são gerados gráficos com os dados e informações sobre a quantidade e período dos artigos por cada base de busca.

4. *Reporting*: etapa responsável por exportar em forma de planilha, os dados das 3 etapas de desenvolvimento do mapeamento (*Review, Planning, Conducting*).

Os componentes do protocolo inicial apresentados na ferramenta *Parsifal* foram:

- *Title*
- *Objectives*
- PICOC
- *Research questions*
- *Keywords and synonyms*
- *Search string*
- *Souces*

- *Selection criteria*

No Quadro 3 estão inseridas as bases de dados utilizadas pesquisa, bem como, a área do conhecimento à qual, são descritas.

Quadro 3: Bases de dados selecionadas e área do conhecimento cobertas

Base de Dados	Área do Conhecimento
<i>SciELO</i>	Multidisciplinar
<i>ScienceDirect</i>	Multidisciplinar
<i>Scopus</i>	Multidisciplinar
<i>Google scholar</i>	Multidisciplinar

Fonte: Elaboração própria (2026) adaptado com dados fornecidos pela base.

Seguindo as etapas da ferramenta *Parsifal*, foram inseridos no sistema as seguintes palavras-chaves em inglês e português: "digestão anaeróbia", "produção de biogás", "produção de biogás com efluente de suinocultura", "Efluentes de suinocultura", "*pig farming wastewater*", "*pig farming effluent*", "*swine farming*", "Tratamento de efluentes de suinocultura", "*anaerobic treatment*", "*wastewater treatment*", "*anaerobic treatment*", "*biogas production*", "*anaerobic digestion in biogas production*" e "*Pig farming effluent quality*", para a construção da *string* de busca.

Adotou-se uma abordagem sistemática para a elaboração das *strings* de busca em inglês nas plataformas *Scopus* e *ScienceDirect*, considerando a predominância de conteúdo nesse idioma. Para a plataforma *SciELO*, utilizou-se uma *string* adaptada em português e inglês, pois esta biblioteca seleciona, indexa e disponibiliza conteúdos científicos para acesso e pesquisa em diversos idiomas.

No *Parsifal*, as sequências de termos foram inseridas no campo "Query", permitindo avaliar a eficácia da estratégia de busca por meio da separação de palavras-chave e sinônimos entre aspas, com os operadores booleanos "OR" e "AND" entre parênteses. As diretrizes da estratégia de busca estão especificadas no Quadro 4.

Quadro 4: Estratégias de busca na biblioteca eletrônica e bases de dados

Biblioteca	Estratégia de Busca (<i>Search String</i>)
<i>SciELO</i>	("Digestão anaeróbia" OR "produção de biogás com efluente de suinocultura" OR "produção de biogás" OR "Efluentes de suinocultura" OR " <i>pig farming wastewater</i> " OR " <i>pig farming effluent</i> " OR " <i>swine farming</i> " OR "Tratamento de efluentes de suinocultura")
<i>SCIENCEDIRECT</i> <i>E SCOPUS</i>	("Anaerobic digestion" OR "biogas production") AND ("pig farming wastewater" OR "pig farming effluent" OR "swine wastewater" OR "swine effluent") AND ("wastewater treatment" OR "effluent treatment") AND ("effluent quality" OR "wastewater quality")

Fonte: Elaboração própria (2026).

A seleção das bases de dados utilizadas para a busca dos artigos foi fundamentada na ampla coleção de publicações abrangendo diversas áreas do conhecimento científico, além de sua interface intuitiva e o acesso irrestrito aos acervos, que se encontra em domínio público, sendo, portanto, de livre acesso e gratuito.

A seleção das bases de dados baseou-se em sua abrangência multidisciplinar, interface intuitiva e acesso irrestrito (*SciELO e Google Scholar*). A opção no planejamento pela busca de artigos no *Google Scholar* de forma manual para inserção no *Parsifal*, justifica-se, pois notou-se que com a consulta automatizada, alguns repositórios relevantes, já conhecidos, haviam sido omitidos. Por sua vez, adotou-se busca manual otimizada com a *string* nesta plataforma, conforme detalhado no Quadro 5.

Quadro 5: Estratégia de busca na base *Google Scholar* de forma manual

Biblioteca	Estratégia de Busca (<i>Search String</i>)
GOOGLE SCHOLAR	("Digestão anaeróbia" OR "produção de biogás com efluente de suinocultura" OR "produção de biogás" OR "Efluentes de suinocultura" OR " <i>pig farming wastewater</i> " OR " <i>pig farming effluent</i> " OR " <i>swine farming</i> " OR "Tratamento de efluentes de suinocultura")

Fonte: Elaboração própria (2026).

Vale ressaltar que para guiar esta revisão integrativa, foram formuladas duas questões norteadoras, apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6: Questões Específicas.

Q1	Qual tratamento para o efluentes da suinocultura apresenta o maior potencial de valorização de subprodutos (biogás e biofertilizante estável), assegurando aos padrões de qualidade exigidos?
Q2	Qual o arranjo tecnológico integrado de tratamento de efluentes suínolas (biológico, físico-químico ou avançado), eficiente e factível para o pequeno produtor rural, considerando tempo reduzido de operação em fluxo contínuo e atendimento aos padrões de qualidade ambiental?

Fonte: Elaboração própria (2026).

A etapa inicial de seleção envolveu a avaliação dos títulos e resumos dos documentos selecionados. Posteriormente, pôde-se realizar uma análise documental dos resultados, onde foram observadas a coerência e relevância para a pesquisa, bem como a qualidade metodológica desses trabalhos. Os artigos selecionados foram extraídos no formato BibTeX (bib) e, por meio de *upload*, inseridos na ferramenta *Parsifal* na subetapa estudos importados (*import*

studies) (Tabela 9), destinada à importação dos estudos recuperados nas bases para seleção dos artigos relevantes.

Tabela 9: Quantidade de estudos importados na ferramenta Parsifal.

Fonte	Estudos Importados
<i>Science@Direct</i>	104
<i>SciELO</i>	26
<i>Scopus</i>	24
<i>Google scholar (Manual)</i>	21
Total	175

Fonte: Elaboração própria (2026), dados *do Parsifal*, 2025.

A escolha final dos artigos, seguiu alguns critérios específicos de inclusão e exclusão, observados no Quadro 7, para a seleção dos trabalhos a serem utilizados na pesquisa.

Quadro 7: Critérios específicos de inclusão e exclusão.

Critérios de Inclusão	Critérios de Exclusão
Artigos que estivessem em domínio público	Estudos anteriores a 2019
Publicados entre os anos de 2019 a Jan. 2025	Estudos duplicados
Estudos que abordassem tratamento de efluentes de suinocultura	Estudos em outros idiomas que não fosse o português e inglês
Estudos que tratassem da produção de biogás a partir da suinocultura para aproveitamento energético	Estudos que abordam tratamento de resíduos de quaisquer outros dejetos que sejam da criação suíno
Produção de biofertilizantes a partir de águas residuárias de suinocultura	Estudos que tratassem da produção de biogás, para aproveitamento energético a partir de dejetos que não fosse de suinocultura
Tecnologia da biodigestão anaeróbia de águas residuárias da suinocultura	Estudos secundários e terciários
Estudos que abordam o uso da co-digestão para produção do biogás	Literatura cinza (Manuais, relatórios comerciais)

Fonte: Elaboração própria (2026).

O *Parsifal* foi utilizado para filtrar os estudos escolhidos, com base no foco da pesquisa de forma sistemática e criteriosa. Isso permitiu concentrar-se nos artigos considerados relevantes em relação ao conteúdo abordado.

A etapa subsequente consistiu na extração de dados, onde foram considerados a priori, para extração:

- I. Autor (es) do estudo;
- II. Data de publicação;
- III. País de publicação;
- IV. Escala (real ou experimental).

Após a seleção dos artigos, procedeu-se à leitura e análise detalhada dos repositórios selecionados, com o objetivo de extrair informações pertinentes para a abordagem dos temas que nortearam o desenvolvimento deste estudo. Essas informações puderam ser registradas em um fichamento para cada documento, sistematizando as fontes consultadas, a fim de garantir os direitos autorais, e posteriormente, o uso no relatório da revisão.

O Quadro 8 apresenta uma categorização dos temas e aspectos observados, destacando questões levantadas no fichamento dos repositórios, para a avaliação da qualidade dos estudos.

Quadro 8: Principais autores, temas e aspectos observados na revisão

Temas	Principais aspectos observados	Autores
Caracterização e aspectos da produção de biogás	Tratamento de águas residuárias de suinocultura	Amorim <i>et al.</i> , 2019; Bortoli <i>et al.</i> , 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; Ito <i>et al.</i> , 2019; João <i>et al.</i> , 2020; Lins <i>et al.</i> , 2020; Rodrigues <i>et al.</i> , 2020; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Casalechi <i>et al.</i> , 2021; Menegheti, 2021; Nandorf <i>et al.</i> , 2021; Carvalho <i>et al.</i> , 2022; Mathias e Silva, 2023; Soares <i>et al.</i> , 2024; Giron, 2019
	Digestão anaeróbica	Álvaro <i>et al.</i> , 2024; Amorim <i>et al.</i> , 2019; Bortoli <i>et al.</i> , 2019; Couto, 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; Domingues <i>et al.</i> (2024); Giron, 2019; Lins <i>et al.</i> , 2020; Rodrigues <i>et al.</i> , 2020; Soares <i>et al.</i> , 2024; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Casalechi <i>et al.</i> , 2021; Mantovan; Zanatti; Burin 2021; Maradini (2021); Marostica, 2023; Menegheti, 2021; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Mathias e Silva, 2023; Ngo <i>et al.</i> , 2021; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Praciano <i>et al.</i> , 2025; Venturin (2022)
	A influência das características do substrato da suinocultura	D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; Lins <i>et al.</i> , 2020; Rodrigues <i>et al.</i> , 2020; Soares <i>et al.</i> , 2024; Menegheti, 2021; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Praciano <i>et al.</i> , 2025; Giron, 2019
Caracterização e aspectos da suinocultura	Resíduos da suinocultura	Rodrigues <i>et al.</i> , 2020; Soares <i>et al.</i> , 2024; Carvalho <i>et al.</i> , 2022; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Casalechi <i>et al.</i> , 2021; Nandorf <i>et al.</i> , 2021; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Mathias; Silva, 2023; Menegheti, 2021; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Giron, 2019; Silva, 2019
	Co-digestão anaeróbica dos resíduos da suinocultura	Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Álvaro <i>et al.</i> , 2024; (os dois últimos, embora não detalhem, mas indicam o processo); Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Pereira <i>et al.</i> , 2023
Caracterização e aspectos da pesquisa	Abordagem experimental para avaliar a proposta	Amorim <i>et al.</i> , 2019; Bortoli <i>et al.</i> , 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; ; Ito <i>et al.</i> , 2019; Fia <i>et al.</i> , 2020; João <i>et al.</i> , 2020; Lins <i>et al.</i> , 2020; Mantovan; Zanatti; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Casalechi <i>et al.</i> , 2021; Nandorf <i>et al.</i> , 2021; Carvalho <i>et al.</i> , 2022; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Soares <i>et al.</i> , 2024; Praciano <i>et al.</i> , 2025 ; Giron, 2019; Silva, 2019
	Abordagem <i>in loco</i> para avaliar a proposta	Amorim <i>et al.</i> , 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; Soares <i>et al.</i> , 2024; Menegheti, 2021; Praciano <i>et al.</i> , 2025; Giron, 2019; Silva, 2019

Quadro 9: Principais autores, temas e aspectos observados na revisão (cont.)

Temas	Principais aspectos observados	Autores
Caracterização e aspectos da pesquisa	Mencionam vantagens e desvantagens no uso da tecnologia utilizada	Amorim <i>et al.</i> , 2019; Bortoli <i>et al.</i> , 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; João <i>et al.</i> , 2020; Lins <i>et al.</i> , 2020; Rodrigues <i>et al.</i> , 2020; Soares <i>et al.</i> , 2024; CasalechiI <i>et al.</i> , 2021; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; Mantovan; Zanatti; Menegheti, 2021; Carvalho <i>et al.</i> , 2022; Mathias e Silva, 2023; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Praciano <i>et al.</i> , 2025; Silva, 2019
Caracterização e aspectos na Agricultura	Biofertilizantes a partir de águas residuárias de suinocultura	Amorim <i>et al.</i> , 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; Lins <i>et al.</i> , 2020; Soares <i>et al.</i> , 2024; Mantovan; Zanatti; Menegheti, 2021; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; CasalechiI <i>et al.</i> , 2021; Nandorf <i>et al.</i> , 2021; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Mathias e Silva, 2023; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Praciano <i>et al.</i> , 2025 ; Giron, 2019; Silva, 2019
	Reuso do digestato da produção de biogás na agricultura	Amorim <i>et al.</i> , 2019; D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019; Rodrigues <i>et al.</i> , 2020; Silva, 2019; Soares <i>et al.</i> , 2024; Fatobene <i>et al.</i> , 2021; CasalechiI <i>et al.</i> , 2021; Menegheti, 2021; Nandorf <i>et al.</i> , 2021; Mathias e Silva, 2023; Carvalho <i>et al.</i> , 2022; Oliveira <i>et al.</i> , 2022; Pereira <i>et al.</i> , 2023; Praciano <i>et al.</i> , 2025

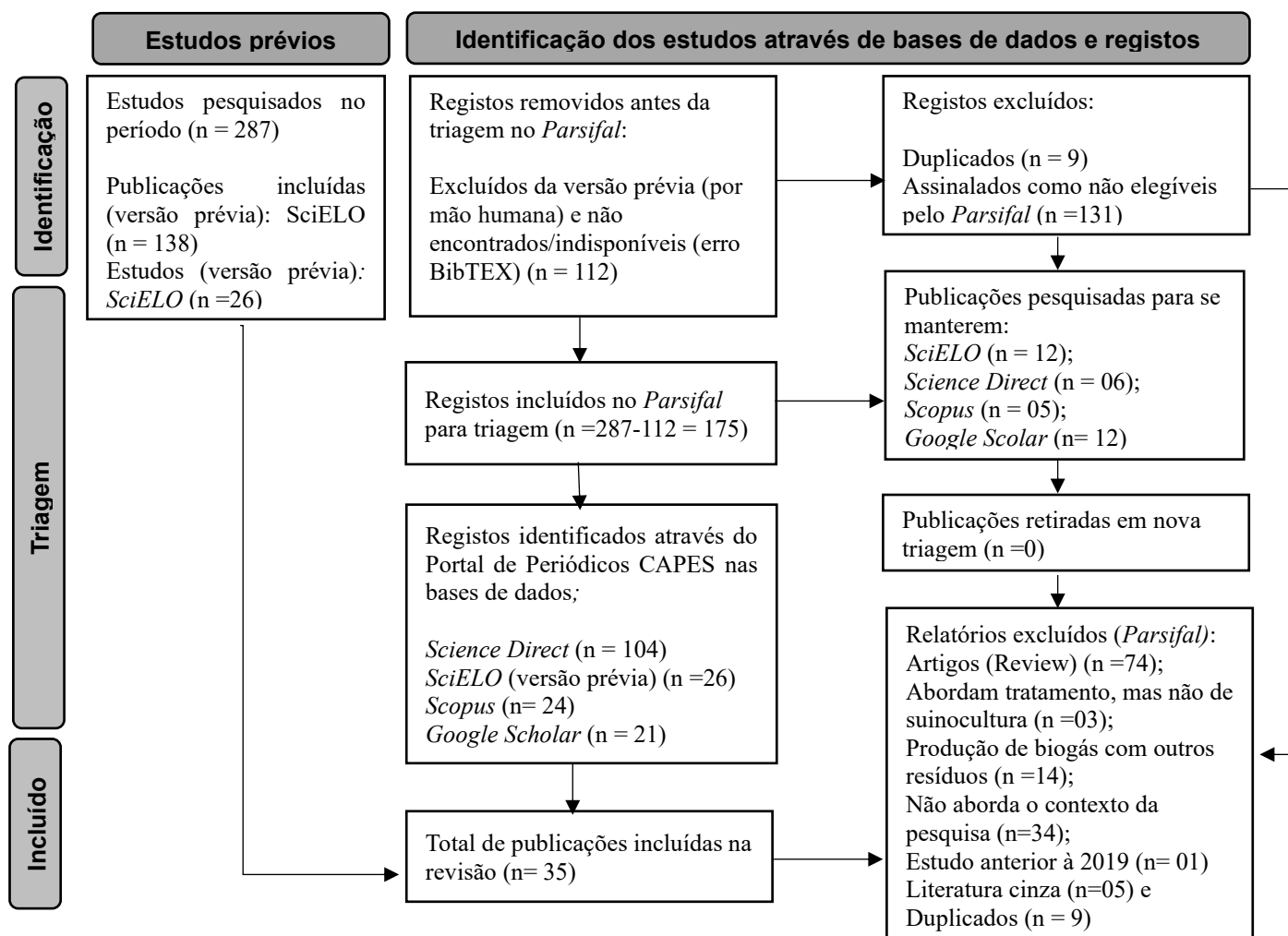
Fonte: Elaboração própria (2026).

Concluída a seleção dos artigos, realizou-se uma leitura minuciosa e a extração de informações pertinentes para atender às indagações da pesquisa, bem como aos objetivos gerais e específicos. Foram analisadas as intervenções, metodologias, resultados e conclusões dos estudos, mediante uma avaliação dos tratamentos e abordagem aplicada.

Todo o processo de seleção dos artigos foi detalhado em fluxograma conforme o PRISMA *flow diagram*, acompanhado do *checklist* das diretrizes para relatar revisões sistemáticas e meta-análises. Esse diagrama e os dados da pesquisa são discutidos no próximo tópico.

Todo o processo de seleção dos artigos foi descrito detalhadamente, e os resultados das buscas nas bases de dados foram organizados e apresentados em um diagrama de fluxo, conforme o modelo PRISMA (Figura 10), acompanhado do *checklist* das diretrizes para relato de revisões sistemáticas, as quantidades de estudos triados, consideradas elegíveis e incluídas na análise.

Figura 10: Fluxograma PRISMA para seleção dos estudos nas bases de dados



Fonte: Elaboração própria (2026), adaptado do diagrama de fluxo (PRISMA, 2020).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

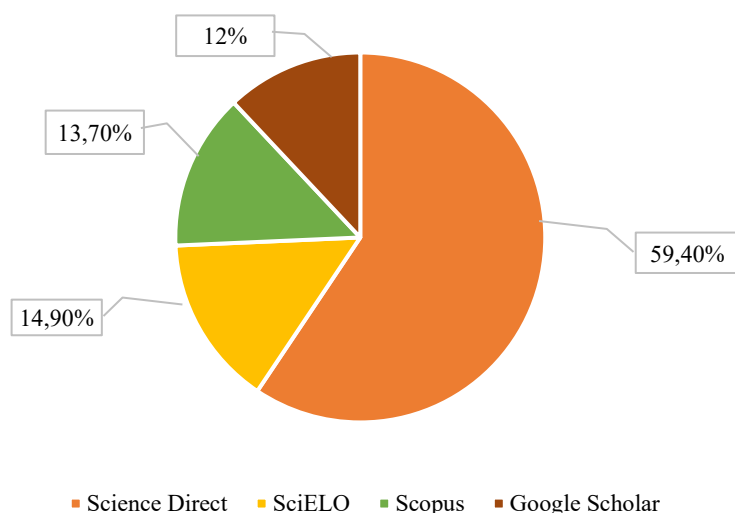
Foram localizados 287 artigos no período definido de 9/2024 a 11/2024. Na base *SciELO*, identificaram-se 138 documentos no pré-análise. Após a triagem avaliando título/resumo, foram incluídas na pesquisa 26 publicações. Nas bases *ScienceDirect* e *Scopus*, obtiveram-se 104 e 24 artigos previamente inclusos, respectivamente. No *Google Scholar*, 21 publicações adicionais foram selecionadas manualmente, que por sua vez, não apareceram nas buscas anteriores. Totalizando 175 estudos inseridos no *Parsifal*, conforme a etapa de condução para seleção dos artigos avaliados na pesquisa.

Dos estudos selecionados nas bases de dados, identificaram-se no *Parsifal* (11) como sendo duplicados, dos quais 2 foram mantidos por atenderem aos critérios de inclusão. Assim, restaram 166 publicações únicas para avaliação detalhada. Dentre estas, 35 foram selecionadas por atenderem aos objetivos desta revisão sistemática.

O diagrama PRISMA apresenta um panorama das etapas: de busca nas bases de dados, estabelecimento de critérios de inclusão e exclusão e quantificação dos estudos selecionados. Após a análise dos títulos e resumos, seguiu-se a leitura dos 35 artigos considerados elegíveis, ou seja, que atenderam aos critérios estabelecidos na pesquisa.

A Figura 11 ilustra a composição percentual das publicações recuperadas nas diversas bases de dados, conforme metadados processados pelo *Parsifal*.

Figura 11: Distribuição percentual das publicações selecionadas por periódico

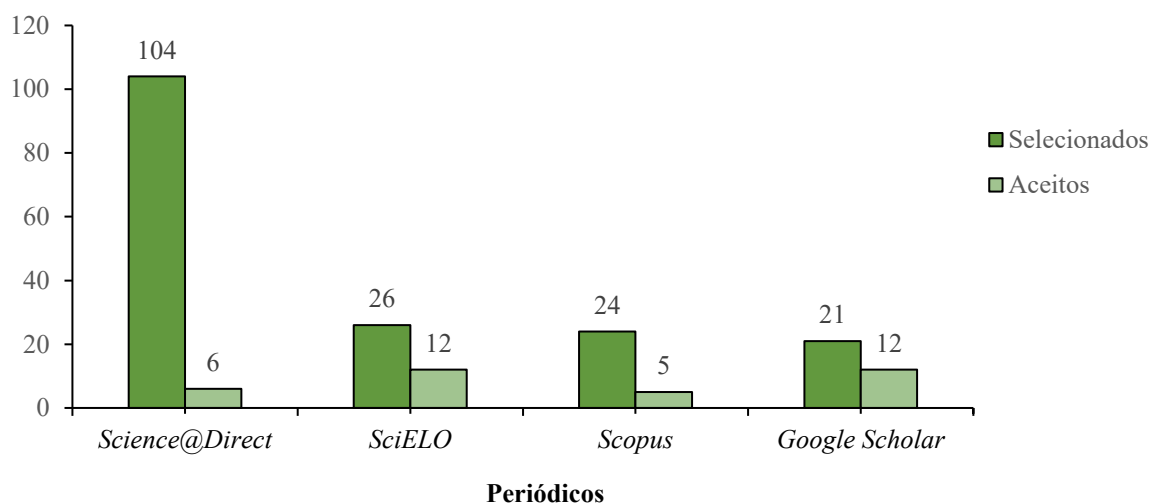


Fonte: Elaboração própria (2026), adaptado do (*Parsifal*, 2025).

A predominância da *ScienceDirect* na recuperação de publicações sobre tratamento de dejetos suinícolas (Figura 11), evidencia a relevância das bases com abrangência internacional, frente às bases de abrangência nacional/regional, no contexto da suinocultura para as pesquisas científicas.

Com base na análise de dados (*Data Analysis*) processados na ferramenta *Parsifal*, a Figura 12, ilustra a distribuição das publicações selecionadas e aceitas a partir dos metadados.

Figura 12: Publicações selecionadas e aceitas nos periódicos utilizados na busca



Fonte: Elaboração própria (2026), adaptado do (Parsifal, 2025).

A Figura 12 evidencia a *ScienceDirect* no domínio da recuperação inicial dos registros selecionados. Entretanto, apresentou alta proporção de revisões de literatura, excluídas por não atenderem ao critério de dados primários adotado na pesquisa, justificando assim, a taxa de aceitação diferenciada entre as bases.

A Tabela 10 sintetiza a distribuição metodológica e geográfica dos 35 estudos incluídos, organizados por autor e ano, escala de aplicação (laboratorial, piloto ou campo) e a localização geográfica (país) de realização das pesquisas.

Tabela 10: Escala e distribuição geográfica das pesquisas analisadas

Autor, (ano)	Escala	País
Cerrillo <i>et al.</i> , 2025	Escala de laboratório	Espanha
Wu <i>et al.</i> , 2025	Escala de laboratório	China
Praciano <i>et al.</i> , 2025	Campo/Lab. Área experimental	Brasil/CE
Alvaro <i>et al.</i> , 2024	Campo/Estação de tratamento	Espanha
Domingues <i>et al.</i> , 2024	Campo/Propriedade rural	Portugal
Soares <i>et al.</i> , 2024	Campo/Propriedade rural	Brasil/SC
Ipiales <i>et al.</i> , 2024	Escala de laboratório	Espanha
Huang <i>et al.</i> , 2024	Escala de laboratório	China
Marostica, 2023	Escala de laboratório	Brasil/PR
Mathias e Silva, 2023	Campo/Propriedade rural	Brasil/SC
Pereira <i>et al.</i> , 2023	Escala de laboratório	Brasil/MG
Venturin, 2022	Campo/Fazenda experimental	Brasil/SC
Carvalho <i>et al.</i> , 2022	Escala de laboratório	Brasil/CE
Oliveira <i>et al.</i> , 2022	Escala de laboratório	Brasil/MS
Menegheti, 2021	Campo/Propriedade rural	Brasil/PR
Marandini, 2021	Campo/Agroindústria	Brasil/MG
Mantovan; Zanatti; Burin, 2021	Escala de laboratório	Brasil/PR

Tabela 11: Escala e distribuição geográfica das pesquisas analisadas (cont.)

Autor, (ano)	Escala	País
Ngo <i>et al.</i> , 2021	Escala de laboratório	Vietnã
Little <i>et al.</i> , 2021	Campo/Fazenda experimental	Austrália
Fatobene <i>et al.</i> , 2021	Escala de laboratório	Brasil/SP
Casalechi <i>et al.</i> , 2021	Campo/Propriedade rural/Lab.	Brasil/MG
Nandorf <i>et al.</i> , 2021	Escala de laboratório	Brasil/ES
João <i>et al.</i> , 2020	Escala de laboratório	Brasil/SC
Fia <i>et al.</i> , 2020	Casa de vegetação	Brasil/MG
Lins <i>et al.</i> , 2020	Escala de laboratório	Brasil/SC
Rodrigues <i>et al.</i> , 2020	Campo/Agroindústria	Brasil/MG
Ito <i>et al.</i> , 2019	Campo/Fazenda experimental	Brasil/MT
Silva, 2019	Campo/Propriedade rural	Brasil/DF
D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019	Escala de laboratório	Brasil/PR
Bortoli <i>et al.</i> , 2019	Escala de laboratório	Brasil/PR
Amorim <i>et al.</i> , 2019	Campo/Área experimental	Brasil/MG
Vilar <i>et al.</i> , 2019	Campo/Área experimental	Brasil/CE
Giron, 2019	Escala de laboratório	Brasil/RJ
Couto, 2019	Campo/Fazenda	Brasil/MG
Machado <i>et al.</i> , 2019	Campo/Agroindústria	Brasil/RJ

Fonte: Elaboração própria (2026).

Foram selecionados trabalhos de quatro continentes: América do Sul (Brasil), liderando as publicações sobre suinocultura com 27 estudos, Ásia (China com 3 estudos e Vietnã com 1), Europa (Espanha com 3 e Portugal com 1) e Oceania (Austrália com 1). Essa distribuição reflete a posição desses países no mercado global de carne suína, com a China como maior produtora mundial e o Brasil na quarta posição em produção e exportação. Países como Portugal, Espanha, Vietnã e Austrália são produtores e importantes importadores da carne suína brasileira (ABPA, 2025), o que pode justificar o interesse em pesquisas que visam melhorar a eficiência, sustentabilidade e sanidade do setor para atender às demandas internas.

Quanto ao quantitativo da participação do Brasil em publicações sobre tratamento de dejetos suínos nas fontes avaliadas, Menegheti (2021) destaca o Oeste do Paraná como polo internacional de biogás desde 2008, enquanto Couto (2019) e Silva (2019) evidenciam que o Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba (MG) responde por 50% da produção estadual de suínos e Sul (SC/PR/RS) por 70% da produção nacional, o que justifica a extensa literatura técnica regional (Embrapa, 2020).

A distribuição por revistas e jornais publicados, aponta que cinco, aproximadamente (14,29%), das 35 publicações selecionadas foram divulgadas no periódico “Engenharia Sanitária Ambiental” com *Qualis*/CAPES com relevância (Alta) (Tabela 11). Além disso, três (8,57%) foram publicadas na “Revista Ambiente & Água” (A3). De acordo com metadados do *Parsifal*, revistas nacionais (total 17 artigos) concentram-se *Qualis* (A3/A4) com fator de impacto baixo (FI

~0,4-1,0), mesmo oferecendo informações relevantes para suinocultura como: padrões de lançamento (CONAMA). As revistas Internacionais “*Renewable Energy*”, “*Animal - Int. J. Animal Biosci*” e “*Chemosphere*”, com quartil (Q1) e (FI) > 3,0 e > 8,0), validam representatividade da revisão, apesar de menor volume.

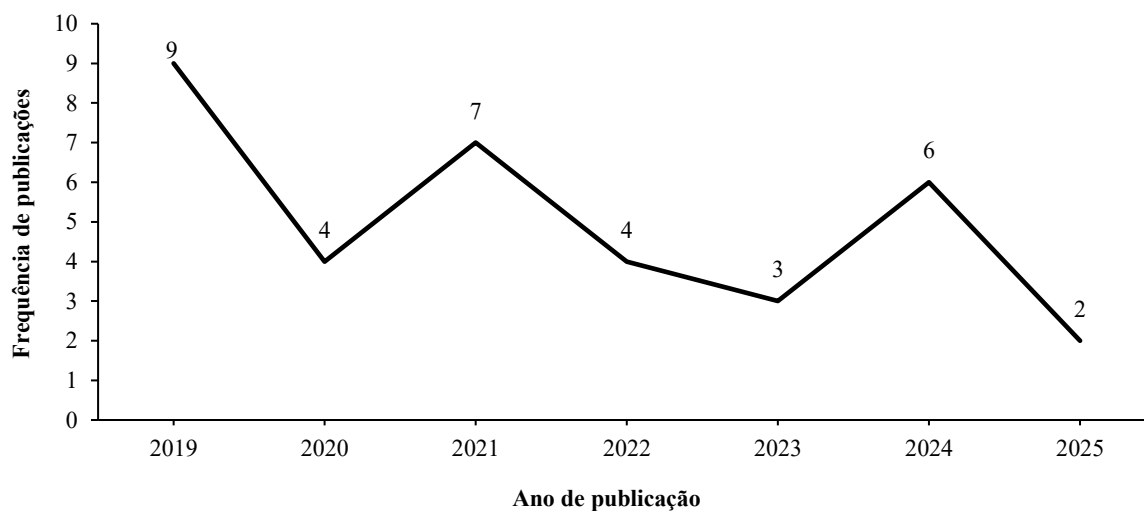
Tabela 12: Quantidade de publicações por periódicos selecionados

Jornal	Quantidade	Qualis CAPES	Quartil/FI
Contribuciones a las Ciencias Sociales	02	A4	Q4/-
Vigilância Sanitária em Debate: sociedade, ciência e tecn.	01	B3/B4	Q4/-
Animal - The international journal of animal biosciences	01	A2	Q1/3.2
Engenharia Sanitária Ambiental	05	A3	Q4/0.5
Rev. em Agronegócio e Meio Ambiente	01	B4	-
Revista. Gestão Sustentabilidade Ambiente	01	B2	Q4/-
Chemosphere	01	A1	Q1/8.9
Rev. Ibero-Am. ciências Ambiente	01	B4	Q4/0.5
Revista Ciência Agronômica	01	A3	Q2/1.2
Revista Ambiente & Água	03	A4	Q3/0.8-1.0
Energy Nexus	01	A3	Q1/7.0
Renewable Energy	02	A1	Q1/8.7
Chemical Engineering Journal	01	A1	Q1/15.1
Journal of Water Process Engineering	01	A2	Q1/7.0
Desalination and Water Treatment	01	A3/A4	Q3/1.06
Environmental Research	01	A1/A2	Q1/8.9
Cleaner Waste Systems	01	A2	Q1/7.0
Energy Reports	01	A3	Q2/5.0
Revista Caatinga	01	B2	Q3/0.5
Brazilian Archives of Biology and Technology	01	A4	Q3/0.8
Engenharia Agrícola	02	A3/A4	Q3/0.6
Ciência Rural	01	B1	Q3/0.7

Fonte: Elaboração própria (2026).

A predominância de publicações em revistas A3/A4 (Tabela 11), confirma a lacunas em estudos nacionais com fator de impacto (A1) para as tecnologias de tratamento de efluente de suinocultura com estudo *in loco*, o que reforça a relevância de novas pesquisa científica na área. A Figura 13 apresenta a distribuição temporal das publicações selecionadas (2019-janeiro/2025), processada pelo *Parsifal*, a partir dos metadados.

Figura 13: Distribuição anual das publicações selecionadas de (2019 - Jan/2025)



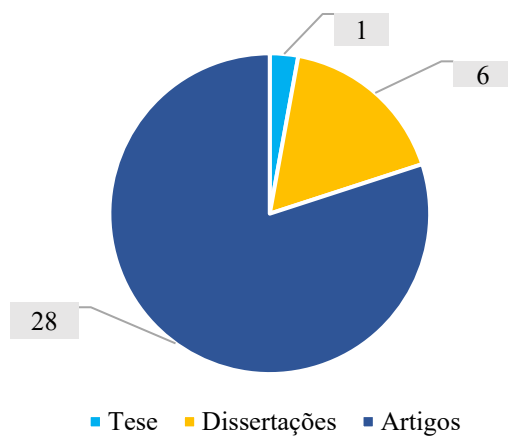
Fonte: Elaboração própria (2026), adaptado da ferramenta *Parsifal*.

A redução nas publicações entre 2021 e 2023 pode ser atribuída à pandemia da COVID-19, causada pelo novo coronavírus (*SARS-CoV-2*), que se iniciou na China no final de 2019 (Werneck; Carvalho, 2020). Esse evento representou um enorme desafio sanitário global, impactando a comunidade científica e acadêmica. Restrições de mobilidade, fechamento de universidades e dificuldades na realização de experimentos e de coletas de dados, além do redirecionamento dos esforços para temas relacionados à saúde pública, desviaram o foco de outras áreas, como a suinocultura, reduzindo assim a produção e publicação científica nesses campos durante esse período.

Tendo isso em vista, entende-se que muitas revistas científicas seguem um cronograma pré-estabelecido, no qual artigos aceitos podem ser publicados meses ou até anos após a aceitação. Assim, as publicações relacionadas a 2021, mesmo durante a crise da pandemia, podem ser reflexo de trabalhos aceitos antes da COVID-19, quando os impactos na comunidade acadêmica se tornaram mais evidentes.

Quanto ao tipo de publicação, abrangendo (artigos, teses, dissertações), conforme ilustrado na Figura 14, destaca-se uma predominância dos artigos aceitos nos periódicos.

Figura 14: Distribuição das publicações selecionadas, segundo a tipologia



Fonte: Elaboração própria (2026).

Essa composição (Figura 16) revela a aderência a fontes acadêmicas variadas, com predominância de artigos científicos que, como produtos frequentemente derivados de teses e dissertações, oferecem dados concretos, para análises sistemáticas, ainda que em formato mais condensado, complementados pela robustez das teses e dissertações mais completas e significativas.

Quanto à abordagem, segundo a Tabela 12, foi possível verificar que (31) trabalhos utilizaram uma abordagem quantitativa e (3) uma abordagem quanti-qualitativa. Não sendo especificada nenhuma pesquisa com abordagem qualitativa.

Tabela 13: Panorama quanto à abordagem dos artigos selecionados

Autor	Abordagem
Cerrillo <i>et al.</i> , 2025	Quantitativa
Wu <i>et al.</i> , 2025	Quantitativa
Praciano <i>et al.</i> , 2025	Quantitativa
Alvaro <i>et al.</i> , 2024	Quantitativa
Domingues <i>et al.</i> , 2024	Quantitativa
Soares <i>et al.</i> , 2024	Quantitativa
Ipiales <i>et al.</i> , 2024	Quantitativa
Huang <i>et al.</i> , 2024	Quantitativa
Marostica, 2023	Quantitativa
Mathias e Silva, 2023	Quantitativa
Pereira <i>et al.</i> , 2023	Quantitativa
Venturin, 2022	Quantitativa
Carvalho <i>et al.</i> , 2022	Quantitativa
Oliveira <i>et al.</i> , 2022	Quantitativa
Menegheti, 2021	Quanti-qualitativa

Tabela 14: Panorama quanto à abordagem dos artigos selecionados (cont.)

<i>Autor</i>	<i>Abordagem</i>
Marandini, 2021	Quantitativa
Mantovan; Zanatti; Burin, 2021	Quantitativa
Ngo <i>et al.</i> , 2021	Quantitativa
Little <i>et al.</i> , 2021	Quantitativa
Fatobene <i>et al.</i> , 2021	Quantitativa
Casalechi <i>et al.</i> , 2021	Quantitativa
Nandorf <i>et al.</i> , 2021	Quantitativa
João <i>et al.</i> , 2020	Quantitativa
Fia <i>et al.</i> , 2020	Quantitativa
Lins <i>et al.</i> , 2020	Quantitativa
Rodrigues <i>et al.</i> , 2020	Quantitativa
Ito <i>et al.</i> , 2019	Quantitativa
D'Aquino; Mello; Costa Junior, 2019	Quantitativa
Bortoli <i>et al.</i> , 2019	Quantitativa
Amorim <i>et al.</i> , 2019	Quantitativa
Silva, 2019	Quantitativa
Vilar <i>et al.</i> , 2019	Quantitativa
Giron, 2019	Quantitativa
Couto, 2019	Quanti-qualitativa
Machado <i>et al.</i> , 2019	Quanti-qualitativa

Fonte: Elaboração própria (2026)

A predominância de pesquisas quantitativas está relacionada diretamente aos objetivos e à metodologia empregada em cada estudo. Nota-se que alguns estudos adotaram metodologias múltiplas e diversificadas em tratamento de efluente de suinocultura para obter uma visão abrangente do tratamento de dejetos suínos e seus impactos, combinando técnicas e análises para maximizar a compreensão dos sistemas avaliados.

Pesquisas como a de Casalechi *et al.* (2021), Fatobene *et al.* (2021), Ito *et al.* (2019), Fia *et al.* (2020) e Vilar *et al.* (2019) avaliaram a eficiência de sistemas de tratamento de efluentes, bem como a concentração de poluentes e o potencial de produção de biogás. Essas abordagens requereram uma coleta de dados numéricos e a aplicação de análises estatísticas para validação dos resultados.

Por sua vez, a abordagem quantitativa requer a necessidade de comparação (estrutura PICOC) dos resultados, com os limites para os parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental, como aponta diversos autores, e é evidenciado por Couto (2019) e Machado *et al.* (2019). Essa comparação possibilitou a verificação do cumprimento das normas ambientais pelos sistemas de tratamento, conforme demonstrado por Casalechi *et al.* (2021). A avaliação do desempenho tecnológico em sistemas como biodigestores, WCs e sistemas de filtração também exige

mensuração da eficiência na remoção de poluentes e investigação dos fatores que influenciam seu funcionamento, estudados por Ito *et al.* (2019), Carvalho *et al.* (2022) e Fia *et al.* (2020).

Ademais, a modelagem matemática e a simulação configuram ferramentas fundamentais para otimizar o funcionamento dos sistemas de tratamento de efluentes. Esses processos dependem da coleta de dados quantitativos para alimentar os modelos e validar os resultados simulados, como exemplificado em trabalhos de Marandini (2021) e Cerrillo *et al.* (2025).

Domingues *et al.* (2024) ilustram essa abordagem ao realizarem a determinação do potencial bioquímico de metano em hidrolisados suínos por meio de experimentação e análise quantitativa. Estudos como o de Ito *et al.* (2019) aplicam (WCs) para pós-tratamento de reatores RAHLF com águas residuárias da suinocultura, exigindo análise detalhada dos dados para avaliação de eficiência. Lins *et al.* (2020) baseou-se na coleta de dados experimentais e no uso de ferramentas estatísticas, como o coeficiente de variação (CV), para avaliar a estabilidade da produtividade e do rendimento de biogás em diferentes fases do experimento laboratorial com reatores CSTR e UASB, sob condições controladas. Marostica (2023) conduziu estudo técnico-econômico da digestão anaeróbia de carcaças suínas, mensurando parâmetros ligados à produção de biogás.

Embora a abordagem qualitativa seja importante para compreender impactos sociais da suinocultura (Menegheti, 2021), a pesquisa quantitativa assegura maior precisão técnica. Machado *et al.* (2019) adotaram metodologia mista (quanti-qualitativa) em estudos sobre o uso de águas residuárias para fertirrigação, coletando e analisando efluentes suínos de diferentes fases da vida animal, seguindo protocolos padronizados para parâmetros como DBO, DQO e pH. Couto (2019) por sua vez, adotou metodologia mista (quanti-qualitativa) baseada em pesquisa documental e exploratória de estudos de caso, focando na análise de documentos de licenciamento ambiental e visitas *in loco*.

Dos 35 trabalhos avaliados, 91,43% abordaram o tratamento de efluentes da suinocultura e 8,57%, foco social, analítico e de gestão sistêmica com temas relacionados à percepção socioambiental dos produtores rurais, após a implantação de biodigestores; análise ambiental do desempenho de diferentes sistemas de tratamento de resíduos da suinocultura; e experiências em andamento na implementação de sistema de coleta e tratamento de biogás.

Entre os métodos identificados para o tratamento dos efluentes da suinocultura, destaca-se a digestão anaeróbia, seja de forma exclusiva ou combinada com outras tecnologias, com 30 (85,71%) estudos. Além disso, 5 (14,29%) que não utilizam a DAN para tratamento de efluente de suinocultura, se concentraram em pesquisas científicas realizadas em laboratório como processo

central de tratamento ou objeto de estudo experimental, estes focam em processos físico-químicos ou avançados, métodos físicos de filtração, tecnologias de remediação natural ou gestão de recursos hídricos e comportamento animal, direcionando os subprodutos para o solo ou reúso interno para limpeza, com o objetivo de atender à legislação e mitigar os impactos ambientais.

Dos estudos com foco predominante na produção de biogás/metano se concentram (53,33% do grupo DAN), estes autores realizaram medições experimentais de produtividade volumétrica, rendimento ou potencial energético do biogás. Ademais, outros 14 estudos (46,67% do grupo DAN) concentraram-se na eficiência de remoção de carga orgânica (DQO/DBO), nutrientes (N, P, K), patógenos ou no uso do digestato na agricultura, estudos associaram a digestão anaeróbia a processos complementares com tratamento avançado ou tratamento físico-químico.

5.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA: TECNOLOGIAS E IMPACTOS AMBIENTAIS

Embora haja inúmeros estudos sobre processos e tecnologias para tratamento envolvendo a digestão anaeróbica e produção de biogás com efluente de suinocultura, há uma lacuna significativa no que tange às pesquisas sobre otimização no consumo, tratamento e reúso da água nos processos de criação de suínos.

De acordo com Caovilla *et al.* (2010) e Giron (2019), a utilização dos efluentes de suinocultura vem adquirindo importância pela redução da disponibilidade de recursos hídricos e por apresentar potencial para o reúso como fertilizante. O tratamento dos efluentes da suinocultura, bem como sua destinação final, apresenta tanto avanços quanto desafios. E esses resíduos sem tratamento e destinação adequada são capazes de alterar as propriedades físicas (estrutura, porosidade e compactidade), químicas (pH) e biológicas (microrganismos) do solo (Menegheti, 2021).

5.1.1 Digestão anaeróbia (DAN) nos trabalhos avaliados:

O Quadro 10 (Anexo A) deste trabalho resume a caracterização analítica dos sistemas de tratamentos com DAN implementados nas pesquisas avaliadas, abrangendo escalas operacionais (laboratorial a industrial), tipo de tratamento, parâmetros físico-químicos monitorados e

desempenhos reportados. Os dados sintetizam as concentrações afluentes/efluentes e eficiências de remoção reportadas por cada autor que orientam a discussão temática subsequente.

Esses dados revelam padrões comuns de remoção de carga orgânica, mas limitações recorrentes em nutrientes residuais e adequação a padrões legais.

5.1.1.1 Avaliação dos tratamentos com DAN para lançamento em corpos hídricos

Há um consenso de que os sistemas de tratamento biológico baseados em DAN (biodigestores, lagoas e processos em série) (Quadro 10 – Anexo A) são alternativas para a remoção de matéria orgânica com eficiência acima de 90%. Entretanto, segundo os autores (Ngo *et al.* (2021); Wu *et al.* (2025); Carvalho *et al.* (2022) e Venturin (2022), são insuficientes para atender aos padrões legais de lançamento em corpos d'água. A Resolução CONAMA n. 430/2011 (Art. 16) estabelece pH entre 5,0 e 9,0; remoção mínima de 60% de DBO e nitrogênio amoniacal total $\leq 20 \text{ mg L}^{-1}$ para lançamento direto em corpos hídricos.

A avaliação da performance do sistema proposto por Rodrigues *et al.* (2020), composto por reator anaeróbio compartimentado (RAC) e filtro anaeróbio (FA), reportaram eficiência média de 88,8% na remoção de DQO, reduzindo de 35.416 mg L^{-1} no afluente bruto, chegando a 4.361 mg L^{-1} no efluente do FA. Nos efluentes do RAC seguido do FA, os valores de SST passaram de 2.418 para 595 mg L^{-1} , respectivamente, alcançando eficiência global de 80,5%, enquanto os SSV alcançaram 538 mg L^{-1} , com eficiência de 67,5%.

Em termos práticos, a relação de sólidos voláteis sobre sólidos totais (SSV/SST) superior a 90% indica uma biomassa ou substrato com altas concentrações de matéria orgânica viva a ser degradada no processo anaeróbio e baixa fração mineral (inorgânica ou inerte).

A média dos valores de pH no afluente foi de 7,16, elevando-se para 7,20 no RAC e 7,43 no FA. De acordo Santana e Oliveira (2005), valores de pH superiores a 6,2 são recomendados, pois não prejudicam a atividade metanogênica das arqueias, impedindo que a produção de ácidos ocorra mais rapidamente que o consumo pelas metanogênicas, evitando assim a acidificação do reator (Chernicharo, 2010; Mendonça; Ometto e Otenio, 2017); Couto, 2019).

Segundo Rodrigues *et al.* (2020) o sistema avaliado possibilitou alcançar valores médios de remoção de DQO acima de 80%, entretanto, a concentração média de nitrogênio total kjeldahl (NTK) de 954 mg L^{-1} no efluente final, com eficiência global de remoção de apenas 56,3%, ainda era bastante elevada, típico de águas residuárias de suinocultura, o que pode causar eutrofização em corpos d'água receptores. Mesmo os sistemas sendo considerados uma alternativa promissora para

o reuso na agricultura, na mitigação dos impactos ambientais de forma compatível com a realidade do pequeno produtor, estes não atenderam aos padrões de lançamento da legislação (Resolução CONAMA n. 430/2011) devido aos níveis remanescentes de nitrogênio e fósforo.

Carvalho *et al.* (2022), em seu estudo com sistema UASB + LGA, apresentaram eficiência média de remoção de poluentes presentes na água residuária de suinocultura (ARS) ao utilizar um sistema de tratamento associando reator UASB com filtro biológico aerado submerso para tratar (ARS). Carvalho *et al.* (2022) ressaltam que o sistema adotado é uma boa alternativa para a remoção de matéria orgânica (acima de 90%) e nutrientes (acima de 70%), mas, não atendeu aos padrões de lançamento em corpos hídricos, conforme a resolução COEMA n. 02/2017. A escolha da norma estadual (COEMA) em detrimento da federal (CONAMA) garante que o sistema de tratamento biológico avaliado seja validado perante a autoridade ambiental que efetivamente fiscaliza e licencia as atividades no local onde o efluente é gerado e disposto. Além disso as legislações estaduais respeitam as nacionais no que diz respeito aos padrões mínimos de lançamento e podem ser mais restritivas, atendendo as particularidades regionais.

Silva (2019) caracterizou o efluente de biodigestão anaeróbia de dejetos suínos, e segundo o autor o processo é altamente eficaz na estabilização dos resíduos da suinocultura. No entanto, apesar da eficiência do tratamento na redução da carga orgânica e na melhoria da relação C/N, o autor ressalta que o efluente ainda apresenta limitações para o descarte direto em corpos hídricos, devido aos níveis remanescentes de nitrogênio amoniacal, que estavam acima dos padrões exigidos pela CONAMA n. 357/05 para o lançamento em águas doces de classes 1, 2 e 3, sendo permitido somente em água doce classe 4.

A análise conjunta dos estudos sintetizados no Quadro 10 (Anexo A), evidencia que alta eficiência de remoção, por si só, não garante a adequação do sistema de tratamento para as realidades da suinocultura intensiva. Em vários casos, observam-se bons percentuais de remoção de matéria orgânica e/ou nutrientes, mas o efluente final ainda não atende de forma satisfatória às exigências de qualidade para lançamento em corpos hídricos, seja por concentrações residuais ainda elevadas de DBO e DQO, seja por desequilíbrios em parâmetros críticos (como nitrogênio amoniacal, relação C/N, salinidade ou acidez volátil).

Do ponto de vista técnico, as pesquisas avaliadas apresentam um descompasso entre o desempenho ambiental relatado em escala laboratorial ou de bancada e a aplicabilidade prática em sistemas reais com alta geração diária de efluentes. As análises precedentes, somada às discussões dos estudos avaliados, revelam um ranking de eficiência nos sistemas de tratamentos analisados.

Apesar de rápidos, esses sistemas exibem desempenhos variados na remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio, parâmetro limitante para lançamento em corpos receptores. Ressalta-se ainda a dificuldade de comparações diretas devido às heterogeneidades nas características específicas dos afluentes entre os estudos.

Assim, a classificação em ordem decrescente de eficiência é: o sistema de Carvalho *et al.* (2022) - UASB + LGA, com liderança técnica em reatores de alta taxa, destacou-se como o mais eficiente, com maior remoção de poluentes em menor TDH (24 horas).

Em seguida, Casalechi *et al.* (2021) com Biodigestores (BLC) e lagoas anaeróbias, destacando-se pela robustez para grandes volumes, com boa remoção dos parâmetros físico-químico, ideal para reúso agrícola (fertilirrigação). Posteriormente, posicionam-se Rodrigues *et al.* (2020) - RAC + Filtro Anaeróbio, solução eficiente para pequeno porte. Na sequência, D'Aquino; Mello; Costa Junior (2019) - CSTR, operando com um TRH de 30 dias, mostrou-se menos competitivo; Pereira *et al.* (2023) - Co-digestão em condição mesofílica; Ngo *et al.* (2021) – AnMBBR, baixa remoção nitrogênio amoniacal; Ipiates *et al.* (2024) - UASB, com apenas 14% de remoção de DQO eficiência baixa para tratamento ambiental.

5.1.1.2 Avaliação dos tratamentos com DAN para uso na fertilirrigação

Segundo a abordagem dos autores Casalechi *et al.* (2021), Machado *et al.* (2019), Couto (2019), Menegheti (2021), Vilar *et al.* (2019) e Silva (2019), indicam que a associação de biodigestores anaeróbios com lagoas de estabilização configura uma opção viável para tratar efluentes com elevada carga orgânica, como os da suinocultura. Além disso, Amorim *et al.* (2019) e Rodrigues *et al.* (2020) destacam que essa elevada carga de nutrientes (matéria orgânica (MO), N, P, Cu, etc.) viabiliza seu uso em fertilirrigação como rota sustentável, embora enfatizem riscos ambientais do manejo inadequado.

Para Machado *et al.* (2019) e Couto (2019), a prática de fertilirrigação exige análises físico-químicas do efluente e do solo, e que a falta de monitoramento é um problema real. Sobre isso, Couto (2019), destaca que mesmo com um plano de (monitoramento, definição de limites para evitar sobrecarga no solo e água, além de visitas técnicas), a aplicação das águas residuárias da suinocultura (ARS) na fertilirrigação, em muitos casos é realizada de forma inadequada, como observado em seu estudo, violando o plano de monitoramento, aumentando o risco de contaminação ambiental.

Com base na classificação proposta pela Embrapa (2015), os solos analisados por Carvalho *et al.* (2022) para fertirrigação, apresentavam apenas ($0,62 \text{ g kg}^{-1}$) de capacidade de troca de cátions (CTC) ($< 15 \text{ g kg}^{-1}$) e MO muito baixa, reforçando que, apesar de os solos serem eletronegativos, a presença de pouca MO, induz a absorção e retenção de contaminantes das águas residuais de suinocultura (ARS), criando risco de acúmulo perigoso (Bernardes *et al.*, 2020).

Outro ponto destacado por Carvalho *et al.* (2022), resultou em tendência a movimentação de contaminantes no solo, associada ao baixo teor de argila. Apenas fosfato e potássio mostraram retenção no solo, enquanto nitrato, sulfato e sódio exibiram alta lixiviação, com pouca interação com o solo e espalhamento da pluma de contaminação.

Casalechi *et al.* (2021), em seu estudo em escala industrial com biodigestores e lagoas anaeróbias, destinado à fertirrigação, observaram reduções expressivas na DBO e DQO: de $26.090,93 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para $2.447,67 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, (90,82%) na DBO, de $42.600 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para $4.573,38 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, (89,77%) na DQO e NT 2.675 m.L^{-1} . Segundo o autor, os resultados para esses parâmetros estão em consonância com os obtidos por Veloso *et al.* (2018), Araujo *et al.* (2012) e Silva *et al.* (2012). Apesar da eficiência na remoção de carga orgânica, sugere-se estudos de capacidade de suporte do solo ou autodepuração para disposição em solo ou cursos d'água (Von Sperling, 2016).

De acordo com o estudo de Silva (2019), que caracterizou efluente de suinocultura e avaliou seus impactos nos atributos do solo, observou que o efluente apresentou baixo risco de salinização ($\text{CE} < 0,75 \text{ dS m}^{-1}$), sodificação severa ($\text{SAR} > 18$) e elevada restrição à irrigação devido às altas concentrações de metais pesados como Cu, Fe, Mn e Zn. O autor, destaca que o N foi o nutriente com maior concentração no efluente, resultando no maior aporte via aplicação, que variou de $143,9 \text{ kg ha}^{-1}$ (menor dose) a $431,71 \text{ kg ha}^{-1}$ (maior dose).

Gomes *et al.* (2008) e Costa *et al.* (2014) destacam que doses elevadas de N promovem perdas significativas desse nutriente. As principais vias incluem lixiviação de nitrato (NO_3^-), volatilização de amônia (NH_3) e emissões de óxidos de nitrogênio (N_2O), com perdas menores por escoamento superficial. Avaliando os teores de Na^+ e de cloretos, verificou-se valores elevados (cerca de 3 vezes) acima do limite recomendado pela FAO (Ayers e Westcot, 1985). O uso contínuo desse efluente pode causar dispersão das argilas no solo, reduzindo a infiltração de água e aumentando o risco de erosão (Hamilton *et al.*, 2007). Além disso, altos níveis de sódio e cloretos podem provocar risco de fitotoxidez em latossolos com pastagem, comprometendo seu desenvolvimento (Ayers e Westcot, 1985).

A codigestão anaeróbia (CoDA) é um processo que envolve a mistura de dois ou mais substratos como resíduos alimentares, carcaças ou vegetais (Mantovan; Zanatti e Burin, 2021), cujo resultado é maior produção de biogás e a produção de biofertilizantes (Mata-Alvarez *et al.*, 2014).

A estratégia utilizada por Marostica (2023), que compara a CoDA (ARS) com carcaças desidratadas, confirma a segurança agronômica do biofertilizante, classificando-o como não fitotóxico, mesmo com maiores teores de N e, no caso da CoDA (ARS) + sobrecarga de carcaça crua, maiores teores de P. Segundo Ma *et al.* (2018), essa permanência das concentrações de P ocorre devido à baixa absorção pelos microrganismos na degradação.

Além disso, o biofertilizante da CoDA ARS + carcaça desidratada, analisado por Marostica (2023), exibiu a menor concentração de sólidos fixos (SF), apontando uma maior disponibilidade de matéria orgânica disponível a ser transformada em biogás. Além do ganho energético, o autor aponta ainda, que a CoDA associada ao pré-tratamento térmico (desidratação) foi eficaz na inativação de patógenos como a *Salmonella*, garantindo a produção de um biofertilizante mais seguro e de alto valor agronômico.

Com base nos aspectos observados, o arranjo tecnológico composto por biodigestores anaeróbios e lagoas de estabilização constitui uma alternativa robusta para o tratamento de efluentes suinícolas com elevada carga orgânica (alta DQO/DBO) para pequenos produtores no uso da fertirrigação, contudo, não sendo suficiente de forma isolada para atender integralmente aos padrões de lançamento.

De modo geral, os resultados reforçam que a fertirrigação com ARS da (DAN) representa simultaneamente uma rota de reciclagem de nutrientes, mas também uma fonte potencial de impacto, especialmente quando o monitoramento do solo e efluente é falho ou inexistente.

Em solos com baixa capacidade de troca catiônica, baixo teor de matéria orgânica e menor fração argilosa, é apontada uma maior propensão à lixiviação de nutrientes, além do risco de acúmulo de metais, limitando a segurança do uso contínuo dessas águas residuárias, mesmo com eficiências elevadas de remoção expressas em termos percentuais.

Nesse contexto, recomenda-se o controle rigoroso de doses e frequência, preferencialmente com uso de gotejadores ou microaspersores, aliado ao incremento de matéria orgânica ou adsorção com uso de palhada ou resíduos agrícolas. Essas práticas mitigam riscos de salinização, sodificação, fitotoxicidade e contaminação do lençol freático.

Outra tecnologia apontada como promissora é a codigestão anaeróbia, que se destaca por aumentar a produção de biogás e aprimorar a qualidade dos biofertilizantes, inclusive do ponto de

vista sanitário. Contudo, essa alternativa não dispensa a necessidade de um planejamento agrônomo e ambiental rigoroso para garantir seu uso seguro em áreas agrícolas, bem como da adoção de etapas adicionais de polimento do efluente, de modo a adequá-lo aos requisitos de qualidade para reuso.

Em síntese, os achados apontam que o potencial de uso do efluente da ARS tratadas com digestão anaeróbia e CoDA como insumo para a fertirrigação, depende não somente de uma gestão integrada entre, solo, efluente e manejo, mas também da combinação entre eficiência do tratamento e na maioria dos casos, uso de etapas adicionais de polimento, uma vez que, mesmo com elevadas remoções de carga orgânica e nutrientes, sozinhos a combinação de tratamentos não são suficientes para atender aos requisitos de lançamento e reuso, mantendo o risco de converter ganhos tecnológicos em novos passivos ambientais.

5.1.1.3 Potencial e eficiência para produção de biogás

D'Aquino, Mello e Costa Junior (2019) avaliaram o impacto da variação natural da carga orgânica volumétrica (COV) de dejetos suíno em reator CSTR mesofílico ($35,1 \pm 0,4$ °C), comparando diferentes tempos de (TRH de 20 e 30 dias). No TRH de 30 dias, a COV inicialmente baixa apresentou maior eficiência de DQO, com picos de 91%, e média de remoção de ($72,9 \pm 14\%$), mas as oscilações subsequentes causaram variações na eficiência, tornando-o superior para a estabilização da matéria orgânica, porém mais sensível a variações de carga (choques de COV) que impactaram na produção de biogás.

Para o TRH de 20 dias, a eficiência média de remoção de matéria orgânica foi menor ($52,6 \pm 8\%$). Entretanto, o sistema mostrou-se mais estável perante as variações das cargas orgânicas, resultando em uma produção média de biogás superior e mais constante $2,66$ (LN d⁻¹)¹¹, quando comparada à produção de $2,26$ (LN d⁻¹) obtida no TRH de 30 dias. Portanto, em termos energéticos, o tempo de retenção menor favoreceu a estabilidade do reator frente às oscilações naturais do dejetos suíno

Em linhas gerais, os resultados de D'Aquino, Mello e Costa Junior (2019) são consistentes com os achados de Domingues *et al.* (2024), que apontam que COV baixa em hidrolisado suíno

¹¹ **Litros Normais por dia (LN d⁻¹):** indica o volume de biogás produzido em 24 horas, corrigido para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (0°C e 1atm). Essa normalização é essencial para permitir que a produtividade do reator seja comparada com outros estudos, independentemente da temperatura ou altitude onde o experimento foi realizado.

otimiza a produção do biogás, ao passo que COV alta eleva o pH e as concentrações de nitrogênio amoniacal, promovendo inibição da atividade das bactérias anaeróbias.

D'Aquino, Mello e Costa Junior (2019) concluem que a eficiência e estabilidade do reator na produção de biogás e metano dependem da otimização do substrato (codigestão) e de condições operacionais como temperatura e COV. Além disso, ressaltam a dificuldade de replicar resultados laboratoriais em escala de campo, devido à variação natural da carga orgânica e da composição do dejetos, parâmetros frequentemente fixados em laboratório, mas ignorados ou mal controlados na prática real.

Essas observações convergem com os resultados de Lins *et al.* (2020), que destacam que o controle inadequado da COV leva à subutilização ou sobrecarga do reator, comprometendo a produtividade de biogás.

Soares *et al.* (2024) avaliaram os impactos da carga orgânica volumétrica (COV) na eficiência de biodigestores de fluxo pistão em escala real, utilizando efluentes suínos da Unidade Produtora de Leitões (UPL) e da Terminação. Na UPL, o sistema não possui controle de ambiência e o tempo de residência hidráulica (TRH) nas calhas varia de 7 a 15 dias. Já na terminação, o ambiente é controlado e o TRH é superior, variando de 25 a 30 dias. Nesta última fase, os autores identificaram uma elevada densidade média ($1.020,5 \text{ kg m}^{-3}$) e alta carga orgânica (DQO média de $59.771,88 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), com pH variando entre 6,05 e 8,25.

Segundo o estudo, essa retenção prolongada na terminação inicia a decomposição da matéria orgânica ainda nas instalações, tornando a biomassa menos disponível para as bactérias metanogênicas e aumentando o assoreamento dos biodigestores, o que, conseqüentemente, reduz a eficiência na produção de biogás.

Para Alvaro *et al.* (2024), as altas concentrações de poluentes inerentes aos dejetos suínos, como DQO e densidade, são frequentemente associadas a inibições.

Adicionalmente, a elevada densidade no estudo de Soares *et al.* (2024) excede a capacidade do reator de fluxo pistão. Cantrell; Ducey e Hunt (2008) apontaram que, esse modelo de biodigestor é projetado para efluentes com baixa concentração de sólidos, $<3\% (\text{m v}^{-1})$, resultando em assoreamento do sistema (acúmulo de lodo), dificuldade na separação de fases e redução do TRH.

Desta forma, Soares *et al.* (2024), Lins *et al.* (2020) e Mantovan, Zanatti e Burin (2021) recomendam a adoção de reatores de alta taxa, caracterizados por mistura completa, aquecimento controlado e isolamento térmico, capazes de processar densidades de $(1.032 - 1.038 \text{ kg m}^{-3})$ e altas DQOs. Essa tecnologia aprimoraria a homogeneização das cargas e a disponibilidade de nutrientes,

o que elevaria a eficiência na produção de biogás. Contudo, o estudo aponta que o sistema de fluxo pistão atual é limitado para processar dejetos com as altas densidades e cargas orgânicas encontradas na fase de terminação.

Complementarmente, Maradini (2021) aposta na otimização térmica de biodigestores do tipo Lagoa Coberta (BLC), com modelo de fluxo pistão, propondo aquecimento solar para elevar e estabilizar a biomassa em 30 °C, com o objetivo de maximizar a produção de biogás. Essa estratégia justifica-se porque BLCs sem aquecimento frequentemente operam abaixo da faixa mesofílica ideal (33-38 °C).

O mesmo autor simulou um sistema de aquecimento em ciclo fechado, composto por painéis solares, reservatório de água e painel radiante em tanque de equalização, para elevar a temperatura da biomassa antes da entrada em biodigestores. Comparando períodos quentes (janeiro-março) e frios (junho-agosto), os resultados revelaram temperaturas subótimas naturais (20,3-26,2 °C), com ganhos de 10,9% na produção de metano no inverno ao atingir 30 °C.

Essa temperatura ótima, destacada por Maradini (2021), viável com 3-13 painéis solares conforme a estação, assegura autossuficiência energética de até 78,6% da demanda energética de uma granja no período frio, estabilizada pela inércia térmica do solo e isolada pelo biogás, validando sua aplicação sustentável em climas tropicais.

Ngo *et al.* (2021) demonstraram a eficácia do reator de biofilme de leito móvel anaeróbio (AnMBBR) para efluentes suínos com alta carga orgânica (12,2 kg DQO m⁻³ d⁻¹). Operado continuamente a 35 °C ± 2 °C por 185 dias, o reator atingiu remoção média de DQO total de 60% e conversão de metano de 54%. Segundo os autores os carboidratos degradaram-se mais facilmente (71%) que proteínas (46%), enquanto lipídios mostraram decomposição insignificante devido à baixa concentração inicial.

Outro ponto destacado por Ngo *et al.* (2021), se refere ao nitrogênio amoniacal que também não foi significativamente degradado sob condições anaeróbias, mantendo-se em concentrações elevadas (média de 325 mg L⁻¹). Os resultados da pesquisa destacaram também que, mesmo sob uma taxa de carga orgânica elevada, o reator de biofilme de leito móvel anaeróbio manteve concentrações de AGVs muito baixas.

Segundo Caillot (2017) e Kunz *et al.* (2022), o baixo nível de AGVs destaca eficiência na fase metanogênese, consumindo os intermediários ácidos tão rápido quanto eles são produzidos,

garantindo que o pH permaneça na faixa ideal (6,7 a 7,5) para a sobrevivência das bactérias arqueas¹².

Entretanto, a eficiência metanogênica subótima observada por Ngo *et al.* (2021) atribui-se possivelmente a antibióticos e micropoluentes comuns na suinocultura vietnamita, que inibem arqueias metanogênicas. Siegrist *et al.* (2002) identificaram pelo menos 45 antibióticos em uso em fazendas suínas vietnamitas, resultando no acúmulo dessas substâncias tóxicas em esterco e efluentes.

Gusmão (2008) destaca que substâncias tóxicas nos efluentes suínolas, como metais pesados e antibióticos, inibem bactérias e arqueias metanogênicas, causando instabilidade e menor produção de biogás. Por sua vez, o estudo de Ngo *et al.* (2021) comprova a viabilidade do AnMBBR de alta eficiência para tratar efluentes suínolas vietnamitas, onde os compostos orgânicos mostraram-se biodegradáveis, na conversão em gás metano.

Segundo Pereira *et al.* (2023), o uso da codigestão anaeróbica (CoDA) tem sido relatado como uma outra estratégia para aumentar a produção de biogás e o gerenciamento de resíduos, mostrando-se vantajoso em comparação à monodigestão. Essa estratégia de unir dois ou mais resíduos para melhorar as condições de digestão, conforme Oliveira *et al.* (2022), trouxe melhor adaptação dos nutrientes aos substratos a serem degradados, ou seja, a combinação de diferentes resíduos orgânicos, potencializando a produção de biogás e melhorando o rendimento energético.

Segundo Marostica (2023), a CoDA entre a ARS com carcaça desidratada da unidade produtora de leitão (UPL) demonstrou ter maior produção específica de metano em comparação com os resíduos provenientes de unidade de creche (UC) e unidade de terminação (UT). Além disso, a CoDA ARS + carcaça desidratada de UPL obteve melhor desempenho de produção de biogás e metano se comparada com a MonoDA ARS e a CoDA ARS + carcaça crua.

O mesmo autor destaca que a estratégia utilizando carcaças desidratadas alcançou produções específicas de 1.182 L kg ST⁻¹ de biogás e 860 L kg SV⁻¹ de metano, superando significativamente a monodigestão da água residuária isolada e as outras combinações. Analisando o teste de potencial bioquímico de metano (PBM), Marostica (2023) revela que a CoDA com carcaça desidratada atingiu 1.036,7 L kg SV⁻¹, um valor 10,5% superior à monodigestão da água residuária da UPL. Já o pH inicial mais elevado nos tratamentos UPL favoreceu a digestão anaeróbia (DA), enquanto a maior

¹² **Bactérias arqueas metanogênicas:** são grupo de bactérias fundamentais para o processo na fase final da digestão anaeróbia, pois são responsáveis pela conversão de produtos intermediários na formação do (CH₄) (Couto, 2019).

condutividade elétrica (CE) em UC e UT, associada a maior teor de sais, reduziu o pH, o que limitou a produção de biogás e metano (Silva *et al.*, 2012; Abreu *et al.*, 2015).

Outro aspecto dos tratamentos com CoDA foi analisado por Pereira *et al.* (2023), que avaliaram três misturas em proporções volumétricas de 25/75 (P1), 50/50 (P2) e 75/25 (P3) de galinha de postura (DGP) e dejetos suínos (DS) sob temperaturas de 18 e 36 °C. A produção de biogás foi superior a 36 °C, e a mistura P3 % (predominância de DGP) foi, de fato, a que obteve o maior rendimento, atingindo 0,60 m³ de biogás por kg de DQO removida, com volume acumulado de biogás de 42,9 L, um valor estatisticamente superior às outras misturas e condições. Isso reforça que a temperatura mesófila favoreceu o processo de degradação e a bioconversão da matéria orgânica em biogás. Na temperatura de 18 °C, essa mesma mistura produziu 0,34 m³ de biogás por kg de DQO removida.

De acordo com Pereira *et al.* (2023), a maior eficiência de remoção de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV) e de DQO observada está diretamente relacionada à maior produção de biogás, resultado da conversão de matéria orgânica dos substratos. Este comportamento é atribuído pelos autores ao maior teor de STV no afluente, favorecido pela alta concentração de DGP, aliada à condição mesófila. Outro ponto destacado é que o digestato (efluente final) apresentou aumento nos teores de micro e macronutrientes após a DAN, indicando seu potencial para fins agrícolas.

Por outro lado, Oliveira *et al.* (2022) avaliaram a CoDA de dejetos suínos na fase de crescimento com capim-elefante, demonstrando que a otimização da degradação de sólidos depende da qualidade do co-substrato. Os autores testaram duas idades de forragem (mediana e avançada, com 45 e 90 dias de crescimento) e proporções crescentes (0, 25, 50, 75 e 100%) na mistura, revelando influência drástica na eficiência da biodigestão. Segundo os autores, os maiores rendimentos de metano 253,7 L kg ST⁻¹ foram obtidos com forragem de idade mediana (45 dias), especialmente em doses elevadas do capim-elefante. Esse resultado decorre provavelmente da composição benéfica da forragem jovem, com menores teores de lignina e maiores concentrações de N, favorecendo o equilíbrio C/N.

Teores de lignina entre 4,01 e 16,07% (média) no capim-elefante foram relatados por Xie-Ming *et al.* (2011), ao avaliar forragens com 30 e 90 dias de crescimento. Oliveira *et al.* (2022) ainda apontam que a inclusão de até 27,7% de forragem em idade mediana elevou significativamente os rendimentos de biogás e metano, bem como a degradação de constituintes orgânicos, em comparação com a monodigestão de dejetos suínos.

Em suma, os autores avaliados destacam que a digestão anaeróbia de dejetos animais em biodigestores oferece vantagens na geração de energia renovável, como eficiência no uso de recursos e além de benefícios operacionais. Contudo, destacam ainda que desvantagens como altos custos de construção e manutenção (especialmente para pequenos produtores), e limitações regionais restringem sua adoção, tornando a tecnologia subutilizada no Brasil.

Por sua vez, Menegheti (2021) fornece prova concreta na prática rural brasileira, por meio de uma percepção socioambiental empírica (micro), dos produtores rurais após a implantação de biodigestores com 87,5% dos biodigestores no modelo Canadense/lagoa e 12,5% no sistema vertical rígido. O biogás gerado abastece energia nas propriedades, com alta disponibilidade de produção conforme o Quadro 9, demonstrando adesão prática na agricultura familiar. Isso válida a tecnologia em condições reais de agricultura familiar, superando limitações econômicas apontadas por Mathias e Silva (2023).

Quadro 10: Disponibilidade do biogás para abastecimento das propriedades

Tipo de energia produzido	Percentual disponibilizado
Energia térmica	25% abastece as propriedades
Energia elétrica	75% abastece as propriedades
Gás	25% para outros fins

Fonte: Menegheti (2021)

Um ponto positivo abordado por Menegheti (2021) e Couto (2019) é que as propriedades analisadas em suas respectivas pesquisas conseguiram obter ganhos econômicos e redução de gastos com a destinação de dejetos de suínos para produção energética com a implantação dos biodigestores.

Um ponto negativo destacado por Couto (2019) e Menegheti (2021) aponta o não detalhamento dos aspectos técnicos dos biodigestores nos sistemas de tratamento implantados nas fazendas avaliadas em suas pesquisas de campo, como: dimensionamento da capacidade volumétrica, bem como eficiência do tratamento. Os autores apontam que a falta de detalhamento dos sistemas pode gerar uma visão subjetiva dos resultados (interpretação pessoal e individual dos dados, influenciada pelas experiências, percepções e valores dos indivíduos).

A análise do Quadro 10 (Anexo A), em conjunto com as discussões anteriores, permite estabelecer um ranking de eficiência voltado à melhor produção de biogás nos sistemas avaliados, considerando rendimento específico e qualidade energética. De modo geral, observam-se configurações de codigestão e estratégias de pré-tratamento (como o uso de carcaças desidratadas ou aditivos) associadas aos maiores índices de rendimento específico por unidade de sólidos. Esse

cenário posiciona o estudo de Marostica (2023), no patamar de maior produtividade quantitativa. Em uma escala comparativa subsequente, destaca-se o trabalho de Alvaro *et al.* (2024), utilizando reator CSTR em regime semicontínuo, com produção de 534 L kg SV⁻¹.

No que tange à pureza e qualidade do combustível, evidenciam-se os trabalhos de Cerrillo *et al.* (2025) e Domingues *et al.* (2024). O primeiro, utilizando CSTR com adição de nanopartículas, alcançou teores excepcionais de metano entre 87% e 88%, enquanto o segundo, operando com hidrolisado de suínos em protótipo, obteve biogás com 70% de metano.

Por outro lado, os estudos de D'Aquino, Mello e Costa Junior (2019) com CSTR, Praciano *et al.* (2025) com protótipo de 200 litros e Ipiales *et al.* (2024) com reator UASB, apresentaram produções diárias nominais menores. Entretanto, esses trabalhos mantiveram percentuais de metano compatíveis com aplicações energéticas, indicando uma maior adequação a contextos de agricultura familiar, tecnologias sociais ou usos complementares de energia na propriedade rural, onde a estabilidade e o baixo custo operacional são priorizados em detrimento da maximização absoluta do rendimento

Os dados apresentados no Quadro 10 (Anexo A) e a discussão dos autores indicam que, além do volume específico gerado, a produção de biogás nos estudos avaliados é condicionada pela qualidade do substrato (especialmente a proporção de sólidos voláteis), pelas condições operacionais da digestão anaeróbia (carga orgânica, tempo de detenção, temperatura e controle de inibidores) e pela qualidade energética do gás expressa no teor de metano (CH₄). Esses fatores evidenciam que o desempenho não interfere apenas na quantidade de biogás, mas da integração entre substrato, operação e qualidade final do combustível.

O biofertilizante proveniente da CoDA entre ARS e carcaça desidratada apresentou a menor concentração de sólidos fixos, indicando menor fração inorgânica e, conseqüentemente, maior proporção de matéria orgânica potencialmente biodegradável. Essa característica se reflete em melhor desempenho energético do sistema, uma vez que a maior disponibilidade de sólidos voláteis favorece a atividade microbiana e ajuda a explicar o fato de esse tratamento ter alcançado a maior produção de biogás no ensaio semicontínuo.

Nesse contexto, a codigestão com carcaça desidratada se mostra uma alternativa viável e eficiente para elevar o rendimento de biogás, além de configurar uma opção atrativa para a gestão de resíduos orgânicos.

A revisão integrativa evidenciou que a digestão anaeróbia (DAN) se consolidou como tecnologia no tratamento de efluentes da suinocultura, aplicável em sistemas de pequena, média e

grande escala, devido à elevada remoção de matéria orgânica, geração de biogás e aproveitamento agrícola do digestato como biofertilizante.

5.1.2 Tratamentos aeróbios, físico-químicos e avançados de efluentes da suinocultura

Com base nas pesquisas avaliadas, os autores que investigaram a digestão anaeróbia (DAN) convergem em destacá-la como etapa essencial para a redução da carga orgânica e estabilização dos dejetos em efluente de suinocultura (Chernicharo, 2007). Entretanto, estes mesmos autores apontam que a remoção de sólidos e nutrientes residuais exige, em geral, a adoção de tratamentos específicos como os aeróbios, físico-químicos e avançados para adequação a padrões de lançamento.

A predominância do uso do tratamento anaeróbio em relação aos aeróbios, físico-químicos e (avançados) na suinocultura se deve por sua simplicidade operacional, baixo custo e alta eficiência na estabilização de elevadas cargas orgânicas, possibilitando ainda a produção de biogás e biofertilizantes com reduzida geração de lodo. Em contrapartida, os processos aeróbios, físico-químicos e avançados enfrentam barreiras como o elevado consumo de energia, custos operacionais superiores ou eficácia restrita a poluentes específicos.

Contudo, tanto a digestão anaeróbia quanto os demais sistemas, quando operados de forma isolada, apresentam-se insuficientes para o atendimento integral dos padrões legais de lançamento ou reúso, dadas as suas limitações intrínsecas na remoção completa de carga orgânica, nutrientes como (nitrogênio e fósforo) e de microrganismos patogênicos.

Nesse contexto, a literatura reforça que tais tecnologias devem ser aplicadas como rotas complementares, e interdependentes para a conformidade ambiental da atividade onde os sistemas anaeróbios, de polimento e avançados atuam de forma interdependente para assegurar a sustentabilidade e a adequação ambiental da atividade suinícola.

O Quadro 11 (Anexo B), destaca a caracterização analítica dos sistemas de tratamentos, abrangendo diferentes escalas operacionais (laboratorial a industrial), tipo de tratamento, parâmetros físico-químicos e desempenhos reportados em processos como eletrocoagulação-flotação (ECF), sistemas alagados construídos (WCs), TEVAP, filtros orgânicos, MLE (*Ludzack-Ettinger Modificado*) e ANAMMOX. Os dados sintetizam as concentrações afluente/efluente e eficiências de remoção reportadas pelos autores supracitados, que orientam a discussão temática subsequente.

5.1.2.1 Avaliação dos tratamentos aeróbios, físico-químico ou avançados para lançamento em corpos hídricos

João *et al.* (2020) concluíram que a Eletrocoagulação-Flotação (ECF) demonstrou eficiência na remoção de contaminantes do efluente bruto da linha vermelha de frigorífico de abate de suínos (alta carga de matéria orgânica, elevados teores de gorduras e sólidos, e altas concentrações de carbono orgânico, nitrogênio e coliformes fecais). As eficiências médias (Quadro 11 - Anexo B) foram expressivas, tornando o efluente adequado aos padrões rigorosos de lançamento previstos na legislação ambiental vigente conforme CONAMA n. 430/2011.

Segundo o mesmo autor a DBO₅ alcançou uma eficiência média de remoção de 90%, reduzindo a carga de 600 mg L⁻¹ para 64,3 mg L⁻¹; a DQO houve redução de 89%; nitrogênio total e fósforo, alcançou uma redução de 88% e 88,5% respectivamente; uma redução média de 97% na turbidez; e 58% nos óleos e ácidos graxos.

Resultados semelhantes aos de Joao *et al.* (2020), foram observados por Elazzouzi; Haboubi e Elyoubi (2017), quando utilizados processo de eletrocoagulação-flotação na remoção de matéria orgânica para os mesmos parâmetros em efluentes urbanos. Variações do uso de ultrassom ou aeração com a ECF otimizam o processo, reduzindo o tempo necessário para atingir o equilíbrio de clarificação do efluente (Dizgea *et al.*, 2018).

Contudo, a remoção de óleos e graxas alcançou 27 mg L⁻¹ (eficiência de 58%), devido à baixa interação entre moléculas oleosas e o hidróxido de alumínio formado no processo Al(OH)₃ (João *et al.*, 2020), valor inferior aos demais parâmetros, apesar de atender o limite de 50 mg.L⁻¹ estabelecido pela CONAMA n. 430/2011. Esse resultado abaixo do esperado, contrasta com uma eficiência superior a 90%, obtidos por Emerick *et al.* (2020) via cavitação ultrassônica, rompendo emulsões óleo-água estáveis.

As condições operacionais de corrente de 3A (amperes) e tempo de (60 min), mostraram-se ideais, promovendo a formação de bolhas para a flotação. Além disso, João *et al.* (2020) destacaram que a eficiência supera métodos tradicionais e biológicos convencionais para TRH médio para lodo ativado e UASB (430 min; Duda e Oliveira, 2011), filtro biológico (720 min; Campos *et al.*, 1999) e reator anaeróbio de leito fluidizado-RALF (432 min; Borja; Banks e Wang, 1995). A ECF destaca-se como solução tecnológica eficiente, sem adição química, compacta e sustentável.

Wu *et al.* (2025) compararam a remoção de nitrogênio total (NT) em dois reatores em batelada sequencial (SBRs) paralelos para tratar efluentes suínos: um SBR anóxico/óxico (A/O), com nitrificação/desnitrificação parcial, e um SBR ANAMMOX, com nitrificação parcial/ANAMMOX.

Os autores apontam que a menor taxa de remoção de NT no SBR A/O ($0,054 \text{ kg m}^{-3}\text{dia}^{-1}$) foi atribuída à insuficiência de carbono orgânico biodegradável para desnitrificação, enquanto o SBR ANAMMOX alcançou $0,26 \text{ kg m}^{-3}\text{dia}^{-1}$, valor substancialmente superior, resultando em concentrações finais de NT no efluente bem inferiores às do afluente (200 a 2.055 mg L^{-1}), conforme Cheng *et al.* (2019).

Os parâmetros cinéticos observados por Wu *et al.* (2025), indicaram que o processo A/O exige 3,3 vezes mais tempo de reação que o ANAMMOX para tratar a mesma carga de amônia em volumes equivalentes, confirmando a maior eficiência e economicidade do último para efluentes suinícolas. O sequenciamento de próxima geração identificou “*Candidatus Brocadia*” como bactéria ANAMMOX dominante (10-23% de abundância), responsável por mais de 78,2% da remoção de nitrito. No sistema A/O-MBR em escala real, o foco foi a remoção de DQO, mas os SBRs laboratoriais não especificaram concentrações pós-tratamento de matéria orgânica, reforçando a limitação de carbono no A/O.

Complementarmente, essa visão dos mesmos autores ao sugerir que, embora a nitrificação-desnitrificação seja amplamente usada, o ANAMMOX é uma estratégia mais econômica e sustentável para efluentes com altas concentrações de amônia, por reduzir os custos operacionais com aeração e não exigir carbono externo. Wu *et al.* (2025) concluem que a tecnologia nitrificação parcial/ANAMMOX, representa a estratégia mais eficiente para tratamento de efluentes suinícolas, reduzindo drasticamente poluentes nitrogenados e mitigando riscos ambientais como eutrofização, depleção de oxigênio e danos à vida aquática, atendendo aos requisitos de proteção ambiental para lançamento em corpos d'água.

Com base nos dados do Quadro 11 (Anexo B), aliado às discussões anteriores, evidencia um *ranking* de eficiência nos sistemas avaliados, considerando o critério de maior eficiência de remoção em menor (TDH/TRH), os tratamentos foram classificados de acordo com sua finalidade principal para o lançamento em corpos hídricos. João *et al.* (2020) (Eletrocoagulação-flotação), é o único estudo que cita explicitamente que atende aos valores máximos permitidos pela legislação ambiental brasileira. Seguido de Wu *et al.* (2025) (SBR ANAMMOX): destaca-se pela velocidade de conversão de amônia, sendo 3,3 vezes mais rápido que processos comuns.

Os resultados apontam duas tendências claras: para o processo físico-químico, eficiência e rapidez, e para o tratamento avançado, superioridade das rotas avançadas de nitrogênio (ANAMMOX). A eletrocoagulação-flotação se destaca como uma alternativa altamente eficiente quando se busca adequação rápida aos parâmetros de lançamento, especialmente para DBO, DQO

e clarificação, em tempos de tratamento muito inferiores aos processos biológicos convencionais. Essa tecnologia se apresenta particularmente adequada para situações em que há restrição de área, necessidade de operação compacta e exigência normativa rigorosa, embora alguns parâmetros específicos, como óleos e graxas, ainda possam demandar integração com outras etapas.

Por outro lado, os resultados com rotas avançadas de remoção de nitrogênio mostram que processos baseados em nitrificação parcial e ANAMMOX tendem a ser mais compatíveis com a realidade de efluentes com alta concentração de amônia e baixa disponibilidade de carbono biodegradável. Isso evidencia uma limitação estrutural das linhas tradicionais de nitrificação-desnitrificação em sistemas de suinocultura, tanto em termos de tempo de reação quanto de custo energético.

Nessa perspectiva, é imperativo que estudos adicionais avaliem a hibridação entre a digestão anaeróbia e a otimização físico-química ou entre a digestão anaeróbia e rotas biológicas avançadas. Essa integração apresenta-se como um caminho promissor para atingir a conformidade com padrões de lançamento cada vez mais restritivos, equilibrando a eficiência ambiental com a viabilidade operacional e econômica, fatores cruciais para a sustentabilidade do médio produtor suinícola.

5.1.2.2 Avaliação dos tratamentos aeróbios, físico-químico ou avançados no uso para fertirrigação

Diante dos processos convencionais e tecnologias avançadas como a Eletrocoagulação-flotação (ECF) (João *et al.*, 2020), e os WCs ou SAC (Ito *et al.*, 2019), emergem como solução biológica de baixo custo para polimento de efluentes suinícolas, onde a eficiência do tratamento, destaca potencial para reuso da água e reciclagem de nutrientes (Ito *et al.*, 2019).

Esses sistemas apontados utilizam diversos tipos de macrófitas (Ito *et al.*, 2019) em leitos de brita/areia (Fia *et al.*, 2020), para remoção de poluentes, por meio de parâmetros físico-químicos e biológicos por filtragem, adsorção radicular e degradação microbiana (Fia *et al.*, 2020; Vilar *et al.*, 2019).

Nos experimentos de Ito *et al.* (2019), a eficiência do sistema de pós-tratamento nos WCs de fluxo vertical, variou conforme o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a espécie de macrófita utilizada, com melhor desempenho global em TDH de 10 dias com (*Pontederia parviflora*).

Segundo os mesmos autores, os WCFV revelaram-se altamente adequadas como pós-tratamento de reatores anaeróbios horizontal de leito fixo (RAHLF) para efluentes suinícolas. O sistema alcançou eficiência de remoções de até 88% (DBO), 92% (DQO) e 93% fósforo total (PT)

utilizando a macrófita *P. parviflora*, superando significativamente os 31% de remoção de fósforo obtidos nos sistemas WCs não vegetados - (WCNV). Tais resultados permitiram o atendimento aos padrões da Resolução CONAMA n. 430/2011, demonstrando o elevado potencial da tecnologia para a adequação ambiental do efluente final.

Essa remoção significativa apontada por Ito *et al.* (2019), demonstra a viabilidade de se utilizar tecnologias de baixo custo que integram componentes biológicos. Ramos *et al.* (2009) (citado em Ito *et al.* (2019) já havia indicado alta eficiência de remoção significativa de DBO₅ e DQO (92%–85%) em estudos com (*P. parviflora* e *Heliconia psittacorum*).

A associação da temperatura estável, pH próximo à neutralidade e TDH (de 10 dias), na avaliação de Ito *et al.* (2019), favoreceu o crescimento de bactérias nitrificantes e a remoção de nutrientes nos sistemas avaliados na pesquisa. O estudo destaca ainda que houve preponderância das macrófitas na remoção de fósforo, com eficiência significativamente maior do que os sistemas não vegetados. Embora a pesquisa apresente eficiências de remoção expressivas para o fósforo, DBO e DQO utilizando a espécie “*P. parviflora*”, o foco analítico dos autores recai prioritariamente sobre a performance de depuração do sistema. Assim, os autores não apontam efetivamente o efluente tratado como compatível para lançamento ou fertirrigação com base nos termos exigidos.

O estudo de Amorim *et al.* (2019) também avaliando sistemas em série com wetland construído, combinando especificamente o modelo de escoamento de fluxo vertical (WCFV) e horizontal subsuperficial (WCFHS), concluiu que o sistema vertical foi mais eficiente na remoção de coliformes. Isso se deve ao fato de o sistema não permanecer saturado, o que reduz a umidade e, associado às condições aeróbias do fluxo vertical, diminui o tempo de sobrevivência dos patógenos. A combinação dos sistemas resultou em eficiências de remoção entre 96,4% e 99,0% para coliformes totais (CT) e 94,2% a 97,6% para coliformes termotolerantes (CTF), equivalendo a remoções médias de 1,2 a 2 unidades logarítmicas.

Entretanto, segundo os mesmos autores, a redução do TDH e o aumento da carga orgânica superficial de DQO, diminuíram a eficiência na remoção dos coliformes. Díaz *et al.* (2010) ressaltam que maiores TDHs ampliam a exposição das bactérias aos mecanismos de eliminação, como sedimentação, adsorção, predação e o contato com toxinas produzidas por microrganismos e plantas. Além disso, a diminuição da temperatura do líquido, especialmente na fase III da etapa 2, comprometeu a remoção dos indicadores de contaminação fecal. Nesse sentido, Boutilier *et al.* (2009) observaram que a taxa de inativação de *E. coli* em WCs é mais lenta a 7,6 °C (0,09 d⁻¹) e mais rápida a 22,8 °C (0,18 d⁻¹).

Gusmão (2008) afirma que, a temperatura é um dos fatores de maior influência na digestão anaeróbia, afetando aspectos diretamente relacionados à atividade biológica, como a velocidade de crescimento das bactérias, a produção de biogás e a capacidade de resposta do sistema a variações de carga. Isso justifica o por que, em reatores com temperaturas mais baixas, a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes foi reduzida (Amorim *et al.*, 2019).

Amorim *et al.* (2019) enfatizam que, apesar das altas eficiências percentuais, a qualidade absoluta do efluente final não garante, por si só, a conformidade com os padrões de lançamento estabelecidos pela CONAMA n. 430/2011, nem com os limites de qualidade microbiológica para reúso agrícola e enquadramento de corpos hídricos segundo a CONAMA n. 357/2005 e diretrizes da OMS, em razão da persistência de coliformes termotolerantes em concentrações superiores às faixas recomendadas, embora não tenha sido detectada contaminação por coliformes na parte aérea do capim-Tifton 85.

Os autores supracitados ressaltam ainda que, para o reúso irrestrito, é adotada uma margem de segurança mais rigorosa, o que torna o efluente avaliado, mesmo apresentando elevada eficiência de remoção, ainda inadequado para fertirrigação de determinadas espécies vegetais sem a implementação de etapas adicionais de tratamento.

Com base nos estudos de Fia *et al.* (2020) em sistemas alagados construídos (SAC) de escoamento subsuperficial horizontal, usando capim-*Tifton* 85 e taboa para tratar águas residuárias suinícolas (ARS), reportaram eficiências de remoção de fósforo total (PT) entre 65% e 78%. O resultado médio de 62,5% de remoção de fósforo obtido por Nandorf *et al.* (2021) é considerado semelhante e consistente com os achados de Fia *et al.* (2020).

Esses valores superam a média de (40-60%) destacado na literatura por Vymazal, (2007), atribuídos a três fatores principais: a utilização de sistemas recentes, apontam uma alta adsorção inicial no substrato, que satura com o tempo, como observado por Crolla e Kinsley (2002), com queda de 58% (primeiros 4 anos) para 32% (após 8 anos). Além disso, um pH elevado, que segundo o autor, facilitou precipitação de fosfatos nas águas residuárias de suinocultura (ARS). Outro fator apontado por Fia *et al.* (2020), foi a remoção de particulados, que proporcionou acentuada remoção de sólidos em suspensão eliminando parte do PT associado.

Fia *et al.* (2020) destaca ainda que, o uso de capim-*Tifton* 85 e taboa confirmou a retenção/acúmulo de nutrientes, validando essas espécies para ARS suinícolas. Os autores concluíram que o sistema piloto é eficaz, gerando dados robustos sobre cinética de degradação e purificação para reúso. O destino final desse nutriente seria a sua remoção física do sistema através

do corte (colheita) da vegetação, funcionando como uma forma de reciclagem de nutrientes via biomassa.

Vilar *et al.* (2019) avaliaram as transformações físico-químicas e microbiológicas do efluente suinícola tratado em sistema (TEVAP) em três estágios: bruto (controle), tratado (10º dia) e final (40º dia). O sistema demonstrou uma alta eficiência de remoção, atingindo 98% tanto para a carga orgânica (DQO) quanto para os sólidos sedimentáveis (SS) ao final do período. Além da redução de poluentes, houve uma melhoria progressiva na oxigenação do efluente, com o oxigênio dissolvido (OD) saltando de níveis críticos no material bruto para 3,7 mg L⁻¹ no efluente final, indicando um aumento da capacidade aeróbia do sistema.

No aspecto microbiológico, os autores observaram uma redução drástica dos coliformes, que declinaram de uma contagem inicial de 150 para 11×10^{-3} coliformes fecais/100 mL no efluente final. Essa queda acentuada em sistemas anaeróbios é impulsionada pela intensa competição microbiológica por substrato, conforme destacado por Viancelli *et al.* (2013). Ao comparar os dados com a literatura, Vilar *et al.* (2019) ressaltam que seus achados são similares aos de Rodrigues *et al.* (2017), que reportaram eficiências de 96,7% para DQO.

Os pesquisadores observaram alta eficiência na redução significativa de diversos parâmetros, confirmando a viabilidade do TEVAP para tratamento de águas residuárias da suinocultura. Souza *et al.* (2013) reforçam essa viabilidade, observando que cultivares de algodão e pimentão-doce adubados e fertirrigados com efluente tratado apresentaram bom desempenho de massa e ausência de contaminação por coliformes termotolerantes ou *Salmonella spp.*

Embora os resultados físico-químicos e microbiológicos indiquem eficiência no tratamento, permitindo o reúso do efluente tratado na limpeza de instalações e na irrigação de culturas, Vilar *et al.* (2019) destacam a necessidade de tratamento complementar para inativação completa de patógenos em cenários que haja a necessidade de contato direto com animais.

A análise integrada do Quadro 11 (Anexo B), aliada às discussões anteriores, permite estabelecer um *ranking* de eficiência entre os sistemas de tratamento avaliados quanto à redução de patógenos (segurança sanitária) e controle de nutrientes, condições necessárias para a fertirrigação. Em particular, Vilar *et al.* (2019) ocupam posição de destaque no *ranking* com sistema TEVAP, pela alta eficiência na remoção de carga orgânica e sólidos sedimentáveis. Além disso, por promover uma redução elevada de coliformes, viabiliza a aplicação direta no solo e uso nas instalações, apesar do tempo de TDH mais prolongado, de 40 dias em comparação com outros métodos.

Em seguida, Amorim *et al.* (2019) com sistemas de WCs, destacando-se pela eficiência na remoção de P, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), embora concentrações residuais persistentes possam limitar o reúso em culturas sensíveis. Na sequência do *ranking*, Nandorf *et al.* (2021) com o filtro de engaço de bananeira, apresentando remoção moderada de (N) e (P), inadequada para fertirrigação, além de persistência de cor e aumento de sólidos totais.

Ito *et al.* (2019) confirma destaque quanto ao rendimento, visto que a WCs com *P. parviflora* (WCPP) apresentou alta eficiências para remoção de P e DQO com TDH de 10 dias. Contudo, as concentrações de coliformes no efluente final ainda demandam atenção, restringindo o reúso direto em determinadas culturas, contato próximo com animais ou normas sanitárias rigorosas (Amorim *et al.*, 2019). Já o sistema avaliado por Fia *et al.* (2020), embora eficaz no polimento de SST e P, apresentou índices comparativamente menores, comparado ao desempenho quantitativo dos demais sistemas entre 65% e 78%.

A heterogeneidade dos trabalhos evidencia que a maioria das tecnologias avançadas, como (ANAMMOX, ECF, etc.), ainda está concentrada em escala laboratorial ou piloto. Apesar de promissoras, variáveis de campo (choques de carga, presença de carbono orgânico e oxigênio e a estabilidade da corrente elétrica dos eletrodos) influenciam diretamente a estabilidade e a eficiência do sistema, necessitando ser validadas em escala de médio porte, para garantir que o produtor rural opere o sistema com estabilidade.

5.1.2.3 Potencial para reúso

Apesar de visarem destinos distintos para efluentes tratados, Bortoli *et al.* (2019) e Wu *et al.* (2025) compartilham a busca por processos biológicos eficientes na remoção de N e C de efluentes suinícolas, comparando métodos tradicionais de nitrificação-desnitrificação com tecnologias emergentes como o ANAMMOX.

Bortoli *et al.* (2019) avaliaram o sistema (MLE), baseado em pré-desnitrificação heterotrófica seguida de nitrificação. Nele, o efluente nitrificado é recirculado para o reator anóxico, onde a matéria orgânica endógena atua como doador de elétrons para reduzir nitrato a N_2 gasoso.

Segundo os autores, o processo alcançou remoções simultâneas de 90,7% de (NT) e 96,1% de carbono orgânico total (COT), com eficácia em TDH de apenas 3,5 dias, relativamente baixos para suinocultura. Por sua vez, o resultado encontrado por Park *et al.* (2009), ao empregarem reatores de sequência anóxico-aeróbio-anóxico, alcançou remoção de (NT) de 90% em efluentes de suínos, para (TRHs) mais prolongados, variando de 10 a 17 dias.

Em suma, Bortoli *et al.* (2019) validam a robustez do MLE para remoção simultânea de C e N, obtendo um efluente final, transparente, inodoro e oxidado, onde este atende aos padrões para reúso na lavagem de instalações suínolas, conforme critérios técnico-científicos de Kunz *et al.* (2012), referência setorial adotada na ausência de norma legal específica para esse reúso interno.

No que tange ao potencial de reúso, a rota autotrófica via ANAMMOX avaliada por Wu *et al.* (2025) supera as limitações tradicionais ao processar efluentes com alta carga amoniacal 3,3 vezes mais rápido que os sistemas convencionais. Essa superioridade cinética, aliada a taxas de remoção de nitrogênio significativamente maiores, é decisiva para garantir a disponibilidade constante de um efluente com qualidade superior. Segundo o autor, tal estabilidade é fundamental para assegurar que a água tratada apresente níveis de amônia seguros para o reúso na limpeza de instalações, eliminando o risco de inibição por excesso de nutrientes ou baixa biodegradabilidade do carbono residual.

Embora inseridos em contextos geográfico distintos, Bortoli *et al.* (2019), no Brasil, e Wu *et al.* (2025), em Taiwan, convergem ao demonstrar a eficácia da remoção simultânea de N e carbono orgânico em efluentes suínolas reais. Enquanto a pesquisa brasileira utilizou o sistema MLE baseado em pré-desnitrificação e nitrificação e a taiwanesa empregou a nitrificação parcial associada ao ANAMMOX, ambas as tecnologias superaram as limitações dos sistemas convencionais anóxico/óxico (A/O).

Em suas pesquisas, os autores apontam que ambas as rotas resolvem o desafio da baixa relação C/N típica do efluente suínola, alcançando eficiências de remoção superiores a 90% para COT e NT. Ao final, os estudos destacam que esses processos geram um efluente tratado de alta qualidade, que viabiliza o reúso sustentável na própria granja, especificamente na lavagem das instalações.

Por sua vez, a diversidade geográfica dos estudos avaliados na pesquisa, conduzidos em países como Brasil, China, Espanha, Vietnã e Portugal, demonstram que, apesar das diferentes realidades climáticas e econômicas, há uma convergência científica sobre a necessidade de superar as limitações dos sistemas anaeróbios convencionais através de processos combinados físico-químico e biológicas avançadas.

5.2 IMPACTOS DA FERTIRRIGAÇÃO DOS EFLUENTES SUÍNOLAS TRATADOS OU NÃO NO SOLO E NOS RECURSOS HÍDRICOS

Embora as pesquisas identifiquem evidentes indicadores de risco e tendências de contaminação (como a lixiviação em solos arenosos e o risco severo de sodificação), a ocorrência de uma contaminação hídrica ou no solo inequívoca e irreversível nem sempre é comprovada nos

estudos de curto prazo, pois as pesquisas indicam que os efeitos muitas vezes são cumulativos e dependem de décadas de manejo.

Autores como Couto (2019) ressaltam que a falta de monitoramento e laudos técnicos nas propriedades dificulta a comprovação efetiva desses impactos na prática de campo. Os estudos apontam alterações físicas e químicas decorrentes da aplicação contínua de efluentes, tratados ou não.

Segundo Silva (2019), identificou um risco de sodificação "severo" para o efluente de biodigestores devido às altas concentrações de sódio e cloretos em relação à condutividade elétrica, apontando que o fenômeno pode causar a dispersão de argilas, reduzindo a infiltração de água e aumentando a erosão. Casalechi *et al.* (2021) e Carvalho *et al.* (2022) reforçam que concentrações elevadas de sódio e potássio pode tornar o solo inadequado para o cultivo a longo prazo.

A aplicação de doses elevadas entre 180 e 540 m³.ha⁻¹ do efluente tratado no estudo de Silva (2019) promoveu o aumento da fração particulada de carbono (C) e (N), modificando as dinâmicas desses elementos no solo. Além disso, o estudo observou que a aplicação de altas doses de efluente afetou a comunidade microbiana, com efeitos mais expressivos na camada subsuperficial (20 - 40 cm) do solo. Segundo o mesmo autor, a demanda por (C) pela microbiota supera a de (N), tornando o carbono disponível o fator limitante para a imobilização microbiana com doses maiores de efluente. Com o C escasso, os microrganismos priorizam a nitrificação (oxidação) em vez de incorporar o nitrogênio em suas células.

Conforme Pereira *et al.* (2023), o aumento na disponibilidade de macro e micronutrientes no digestato (efluente tratado) favorece sua valorização como biofertilizante agrícola. No entanto, exige balanço nutricional rigoroso para evitar o acúmulo de metais pesados (como Zn e Cu) e prevenir riscos de sodificação do solo e contaminação de águas subterrâneas.

Em sua pesquisa, Machado *et al.* (2019) cita que a aplicação ininterrupta de efluentes causou a diminuição do pH (acidificação) do solo em camadas subsuperficiais (20-40 cm) e a redução da presença de fósforo por adsorção em latossolos. Em contrapartida, outros estudos citados pelo autor observaram aumento nos teores de magnésio e fósforo, funcionando como um fertilizante eficaz. Condé *et al.* (2013), explica que essa redução do pH pode ocorrer devido ao processo de nitrificação, quando o efluente (rico em amônia) é aplicado, os microrganismos convertem a amônia em nitrato, liberando íons de hidrogênio (H⁺) no meio, o que eleva a acidez.

A entrada de íons e o processo de nitrificação no solo (que libera acidez) aumentam a velocidade de lixiviação de nutrientes e metais pesados para camadas mais profundas. Esse processo

reduz a capacidade de tamponamento do solo. Carvalho *et al.* (2022) comprovaram que em solos arenosos (neossolos quartzarênico), íons como nitrato (NO_3^-), sulfato e sódio apresentaram alta mobilidade, e forte tendência à lixiviação e à formação de plumas de contaminação do lençol freático.

6. CONCLUSÃO

A análise dos estudos revelou que as técnicas disponíveis para tratamento de efluente suinícola são geralmente adequadas para condicionamento inicial. Embora sistemas biológicos isolados com digestão anaeróbia (DAN), como biodigestores, reatores UASB e RAC, atinjam eficiências de remoção de carga orgânica próximas ou superiores a 90%, elas são insuficientes, isoladamente, para atender a conformidade legal. Essa discrepância entre a alta eficiência percentual e a não conformidade legal indica a necessidade de polimento avançado.

Modelos de sistemas de tratamento integrados que envolvem o uso de digestão anaeróbia DAN com processos de polimento avançado, como o MLE (*Modified Ludzack-Ettinger*) ou o ANAMMOX, reúnem as condições ideais com maior potencial de valorização de subproduto (biogás e biofertilizante). Essas tecnologias são superiores na remoção de nitrogênio recalcitrante e carbono, permitindo o atendimento rigoroso aos limites nominais da Resolução CONAMA n. 430/2011.

Destacando a complexidade das águas residuárias suinícolas, a pesquisa aponta que, com base nos estudos avaliados, a solução eficiente e factível para o pequeno produtor rural não reside em uma tecnologia isolada, mas em um sistema integrado. A configuração composta por tratamento preliminar (peneiramento), seguido de reator anaeróbio de alta taxa (UASB) e unidades de polimento natural (TEVAP ou WCs), consolida-se como uma solução tecnicamente robusta e sinérgica para o tratamento de efluente suinícola em fluxo contínuo. Esse sistema integrado otimiza a bioconversão de passivos ambientais em ativos energéticos (biogás) e agronômicos (biofertilizante), garantindo a estabilização necessária para o reúso seguro e a conformidade com os padrões normativos.

Conclui-se que o Nexo Água-Energia-Reúso-Legislação aponta que, na suinocultura moderna, o tratamento de efluente não é um “gasto improdutivo”, e deve ser revertido como um arranjo tecnológico que produz receita (energia e adubo) enquanto garante a adequação aos padrões de qualidade ambiental, conciliando viabilidade técnica, econômica e segurança ambiental.

Por fim, a revisão integrativa demonstra que a complexidade do efluente suinícola exige abordagens multifacetadas, conciliando produção de biogás, fertirrigação e reúso em sistemas integrados, em conformidade com as resoluções CONAMA n. 430/2011 e normas estaduais. Recomenda-se estudos futuros para validar essas integrações em escala real.

7. REFERÊNCIAS

ABREU, J. L. de S.; CANDEIA, R. A.; FARIAS, E. T. do R.; GOMES, D. J. **Estudo de caso: biodigestão anaeróbia de resíduos suínos com inoculação de meios de cultura**. In: I Congresso Nacional de Engenharia de Petróleo Gás Natural e Biocombustíveis. Campina Grande-PB. 13 a 15/mai. 2015.

ADAB. **Quantitativo da população animal, por espécie, distribuída por município e território identidade, no estado da Bahia/2023**. [S. l.], 2023. Disponível em: <http://www.adab.ba.gov.br/wp-content/uploads/APOSTILA-POP-23.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2025.

ALMEIDA, C. **Potencial de produção de biogás a partir de biomassa de suinocultura com culturas energéticas**. 2016. 100f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia). Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2016. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/804?mode=full>.

ÁLVARO, A. G.; PALOMAR, C. R.; VALENZUELA, E. I.; REDONDO, D. H.; TORRE, R. M.; CRESPO, I. G.: *Microbial analysis of anaerobic digester reveals prevalence of manure microbiota*. *Journal of Water Process Engineering*, v. 60, Artigo 105162, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105162>. Acesso em: 17 Set. 2024.

AMARAL, A. C.; TAPPARO, D. C.; RAMME, M. A.; BERNARDO, E. L.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Produção, caracterização e coleta dos dejetos. In: KUNZ, A. (Org.). **Gestão de resíduos na produção animal: volume III - Gestão e tratamento dos dejetos na suinocultura**. 1. ed. Concórdia: Sbera, 2024. Cap. 1, p. 11-26. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1167466/1/Volume-III-Gestao-e-tratamento-dos-dejetos-na-suinocultura-Kunz.pdf>. Acesso em: Set. 2024.

AMORIM, F.; SILVA, J. R. M.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C.; CAMPOS, C. M. M. *Coliform removal in a constructed wetland system used in post-swine effluent treatment*. *Ambiente & Água*, v. 14, n. 5, Artigo e2402, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2402>. Acesso em: 17 maio 2024. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2402>.

ARAÚJO, I. S.; OLIVEIRA, J. L. R.; ALVES, R. G. C. M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R.. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalados no estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.16, n.7, p.745- 753, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000700007>.

ARAÚJO, K. S. de; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A. C.; MALPASS, G. R. P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 11, n. 2, p. 387-401, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1862>.

ARAUJO, J. C.; CAMPOS, A. P.; CORREA, M. M. de S.; SILVA, E. C.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L.; Enriquecimento de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia – Anammox. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 205-212, abr./jun. 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/W3fqSRCrn3Wwq5YkPd6kSwH/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 13 abr. 2025.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *Water quality for agriculture*. Roma: FAO, 1985. 174 p. *Irrigation and drainage paper*, 29, rev. 1. Disponível em: https://halophyteskh.biosaline.org/sites/default/files/content/MarginalResources_Introduction/Ayers.pdf.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS (ABCS). **Manual brasileiro de boas práticas na produção de suínos** (ABCS). Brasília, Distrito Federal. ABCS; MAPA, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 7.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS - ABCS (Brasília). **Mapeamento da Suinocultura Brasileira**. Brasília, 2016. Disponível em: https://abcs.org.br/wp-content/uploads/2020/06/01_Mapeamento_COMPLETO_bloq.pdf. Acesso em: 8 de abr. de 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS - ABCS (Brasília). **A História dos Suínos**. 2018. Disponível em: <http://www.abcs.org.br/producao/genetica/175-historia-dos-suinos>. Acesso em 09 fev. de 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS (ABCS). **Ano de 2023 marcado por recorde de exportação, estabilização da produção e queda no custo de insumos**. 2024. Brasília: ABCS, 2024 Disponível em: <https://abcs.org.br/noticia/ano-de-2023-marcado-por-recorde-de-exportacao-estabilizacao-da-producao-e-queda-no-custo-de-insumos/>. Acesso em: 02 mar. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS (ABCS). **Nossa História**. 2023. Disponível em: <https://abcs.org.br/sobre-a-abcs/>. Acesso em: 07 fev. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS (ABCS). **Dados definitivos de abate do IBGE indicam consumo per capita de carne suína de 19,52 kg em 2024**. Brasília: ABCS, 2025. Disponível em: <https://abcs.org.br/noticia/dados-definitivos-de-abate-do-ibge-indicam-consumo-per-capita-de-carne-suina-de-1952-kg-em-2024/>. Acesso em: 28 jan. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL (ABPA). **Relatório anual 2021**. Brasília: ABPA, 2021. Disponível em: <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2023/01/abpa-relatorio-anual-2021.pdf>. Acesso em: 12 Dez. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório Anual 2022**. [S. l.]: [s. n.], 2022. Disponível em: <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2023/01/abpa-relatorio-anual-2022.pdf>. Acesso em 7 de abr. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório Anual 2024**. São Paulo, SP: ABPA, 2024. Disponível em: https://ppl-ai-file-upload.s3.amazonaws.com/web/direct-files/50732092/d6a70ca7-6a8c-42ba-aec2-9f171dbc6bcc/ABPA-Relatorio-Anual-2024_capa_frango.pdf. Acesso em: 02 mar. 2025.

BARROS, E. C., NICOLOSO, R., OLIVEIRA, P. A. V. DE, & CORRÊA, J. C. (2019). **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Embrapa Suínos e Aves, 1, 52. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1117243/1/final9052.pdf>. Acesso em: 28 Jan. 2025.

BAYR, S.; PELIZER, L. H.; TATÖKOVÁ, L.; PEPÈ, F.; FISCHMEISTER, T.; ROSENAU, T.; HOFBAUER, H. *Effect of additives on process stability of mesophilic anaerobic monodigestion of pig slaughterhouse waste*. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 106-113, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412009284>. Acesso em: 10 Dez. 2025.

BELLAVER, C.; OLIVEIRA, P. A. Balanço da Água nas Cadeias de Aves e Suínos. **Revista Avicultura Industrial**. v. 101, n. 1183, p. 39-44, 2009.

BERTOL, T. M. **Estratégias nutricionais para melhoria da qualidade da carne suína**. Brasília: Embrapa, 2019. 296 p. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1115146>. Acesso em: 06 fev. 2025.

BERNARDES, R.F.B.; LANA, R.M.Q.; OLIVEIRA, L.R.R.; FREITAS, R.S.M.; CAMARGO, R.; PIRES, D.C.M. Acúmulo de sódio e metais pesados no solo cultivado com *Corymbia citriodora*

após a aplicação de água residuária de suinocultura. *Bioscience Journal*, v. 36, n. 3, p. 992-1002, 2020. DOI: <https://doi.org/10.14393/BJ-v36n3a2020-39509>.

BOE, K.; ANGELIDAKI, I. (2009) Serial CSTR digester configuration for improving biogas production from manure. *Water Research*, v. 43, n. 1, p. 166-172. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.09.041>.

BOND, T.; TEMPLETON, M. R. *History and future of domestic biogas plants in the developing world. Energy for Sustainable development*, v. 15, n. 4, p. 347-354, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.esd.2011.09.003>.

BONETT, L. P.; MONTICELLI, C. J. (Ed.). **Suíños: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. 2. ed. Brasília: Embrapa-SPI; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. 243 p. : il. (Coleção 500 Perguntas, 500 Respostas). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/98828>. Acesso em: 25 Jan 2025.

BOOPATHY, R. (1998) *Biological treatment of swine waster using anaerobic ba led reactors. Bioresource Technology*, Oxford, v. 64, n. 1, p. 16. DOI: [https://doi.org/10.1016/S09608524\(97\)001788](https://doi.org/10.1016/S09608524(97)001788).

BORJA, R.; BANKS, C. J.; WANG, Z. *Performance of a hybrid anaerobic reactor combining a sludge blanket and filter; treating slaughterhouse. Microbiol Biotechnology*, v. 43, p. 351-357, 1995.

BORTOLI, M.; KUNZ, A.; DE PRÁ, M. C.; DA SILVA, M. L. B.; CÉ, A.; SOARES, H. M. *Simultaneous removal of nitrogen and organic carbon from swine wastewater using the pre-denitrification/nitrification process. Ambiente & Água*, v. 14, n. 2, Artigo e2241, 2019. Doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2241>. Acesso em: 17 maio 2024.

BOTELHO, L. L. R.; CUNHA, C. C. de A.; MACEDO, M. O método da revisão integrativa nos estudos organizacionais. *Gestão e Sociedade, [S. l.]*, v. 5, n. 11, p. 121–136, 2011. DOI: <https://doi.org/10.21171/ges.v5i11.1220>.

BOUTILIER, L.; JAMIESON, R.; GORDON, R.; LAKE, C.; HART, W. Adsorption, sedimentation, and inactivation of E. coli within wastewater treatment wetlands. *Water Research*, v. 43, n. 17, p. 4370-4380, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.039>.

BRANDÃO, V. S. *et al.* Retenção de poluentes em filtros orgânicos operando com águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 7: 329-334, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662003000200024>. Acesso em: 23 nov. 2025.

BRAGA, M. A. **Análise do uso de biogás da suinocultura como energia térmica e elétrica em uma indústria de cerâmica.** 2015. 145f. Dissertação (Mestrado em eficiência energética e sustentabilidade). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2015. Disponível em:

<https://repositorio.ufms.br/bitstream/123456789/2633/1/MARCO%20AUR%C3%89LIO%20CANDIA%20BRAGA.pdf>. Acesso em: 12 Dez. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005** do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF, 13 maio 2011. Disponível em: <https://www legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 25 jan. 2026.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa 46, 6 Out. 2011.** Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/organicos/legislacao/portugues/instrucao-normativa-no-46-de-06-de-outubro-de-2011-producao-vegetal-e-animal-regulada-pela-in-17-2014.pdf/view>. Acesso em: 17 fev. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 25 jan. 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997.** Regulamenta os aspectos relacionados ao licenciamento ambiental os estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente, dos quais dispõe, e dá outras providências. Brasília, DF, 22 dez. 1997. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=237. Acesso em: 25 Jan. 2026.

BROOME, M., (2000). *Integrative literature reviews for the development of concepts.* **Concept Development in Nursing.** Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/238248432_Integrative_literature_reviews_for_the_development_of_concepts. Acesso em: 09 jan. 2025.

CAILLOT, V. A. **Avaliação do potencial de produção de biogás dos resíduos da suinocultura co-digeridos com resíduos da agricultura brasileira**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2017. 84 f. Disponível em:

https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2386/1/PG_PPGEP_M_Caillot%2C%20Vanessa%20Alueth_2017.pdf. Acesso em: 12 Mar 2025.

CALZA, L. F.; LIMA, C. B.; NOGUEIRA, C. E. C.; SIQUEIRA, J. A. C.; SANTOS, R. F. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. *Revista Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 990-997, nov./dez. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p990-997/2015>.

CAMPOS, J. R. (coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, **Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro, ABES, 1999.

CANTRELL, K. B.; DUCEY, T.; RO, K. S.; HUNT, P. G. *Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities*. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 17, p. 7941-7953, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.061>. Acesso em: 23 Jan. 2026.

CAOVILLA, F. A. *et al.* Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14 (7): 692-697, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/pZMQ4RkZbwvDQQ8fqJC9ZVN/?lang=pt>. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000700002>. Acesso em: 11 Jan 2025.

CARDOSO, B. F. ; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M, da. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. *Desenvolvimento em Questão*, [S. l.], v. 13, n. 32, p. 127–145, 2015. DOI: 10.21527/2237-6453.2015.32.127-145. Disponível em:

<https://www.revistas.unijui.edu.br/index.php/desenvolvimentoemquestao/article/view/3159>.

Acesso em: 22 abr. 2025.

CARVALHO, P. L. C.; VIANA, E. F. Suinocultura SISCAL e SISCON: análise e comparação dos custos de produção. *Custos e Agronegócio Online*, v. 7, n. 3, set.-dez. 2011. Disponível em: <http://www.custoseagronegocioonline.com.br/numero3v7/suinocultura.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2025.

CARVALHO, C. B.; MOURÃO, J. M. M.; OLIVEIRA, M. G.; PEREIRA, E. L.; SANTOS, A. B. Tratamento da água residuária de suinocultura em um sistema biológico para disposição em solo

arenoso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 1, p. 121-134, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200360>.

CASALECHI, D. L.; FERREIRA, I. T. R.; OLIVEIRA, F. N.; MARQUES, R. F. P. V.; OLIVEIRA, A. S.; FREITAS, A. S.; ALCANTRA, E.; RODRIGUES, L. S.; RITA, F. S. Tratamento de efluentes de uma suinocultura localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.12, n.8, p.232-240, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.008.0022>.

CERRILLO, M.; GUIVERNAU, M.; BURGOS, L.; RIAU, V.; BONMATÍ, A.: *Nano zerovalent iron boosts methane content in biogas and reshapes microbial communities in long-term anaerobic digestion of pig slurry*. *Renewable Energy*, v. 239, Artigo 122133, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.122133>. Acesso em: 17 maio 2024.

COLATTO, L.; LANGER, M. Biodigestor: resíduo sólido pecuário para produção de energia. *Unoesc & Ciência* – ACET, Joaçaba, v. 2, n. 2, p. 119-128, jul./dez. 2011. Disponível em: https://periodicos.unoesc.edu.br/acet/article/download/738/pdf_203/4950. Acesso em: 2 Ago. 2025.

COSER, F. J. **Contrato de integração de suínos: Formatos, conteúdos e deficiências da estrutura de governança predominante na suinocultura brasileira**. 2010. 160 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2010.

COSTA, A. L.; LIMA, J. M.; NETO, M. R.; SILVA, C. A.; CANNATA, M. G. Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura. *Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 57(4), 396-406, 2014. Disponível em: <https://doi.editoracubo.com.br/10.4322/rca.1669>.

COUTO, G. R. A. **Análise ambiental de sistemas de tratamento de dejetos da suinocultura no município de Patrocínio** – MG. 2019. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.2052>. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.2052>. Acesso em: 17 Mai. 2024.

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; KUMAR, S. M. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. *Bioresource Technology*, v. 275, p. 109-116, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.019>.

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; KUMAR, S. M.; DU, B.; WEI, Q.; WEI, D. *Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment of swine wastewater. **Bioresource Technology, Amsterdam***, v. 263, p. 642-653, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.010>. Acesso em: Jan. 2026.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. 380 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2010. 246 p.

CROLLA, A.; KINSLEY, C. *Alfred pilot wetland to treat municipal lagoon effluent: case study. In: CANADIAN SOCIETY FOR CIVIL ENGINEERING. **Anais***. 2002. 15 p. Disponível em: <https://inis.iaea.org/records/sb0jx-pxq9>. Acesso em: 01 Fev 2026.

D'AQUINO, C. A.; MELLO, T. C.; COSTA JÚNIOR, L.: Efeito da variação da carga orgânica volumétrica natural na produção de biogás a partir de dejetos suíno em diferentes tempos de retenção hidráulica. ***Ambiente & Água***, v. 14, n. 3, Artigo e2262, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2262>. Acesso em: 17 maio 2024. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2262>.

DAGA, J.; CAMPOS, A. T.; FEIDEN, A.; Klosowski E. S.; CÂMARA, R. J.; Análise da adequação ambiental e manejo dos projetos de instalações para suinocultura em propriedades na região oeste do Paraná. ***Construções Rurais e Ambiência – Engenharia Agrícola***, v. 3, pág. 587–595, dez. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162007000400001>. Acesso em: 6 mar. 2025.

DE LUCA, S. Q. J.; HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; BELI, E.: Estudo da eficiência de um sistema de tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. Engenharia Ambiental: ***Pesquisa e Tecnologia***, v. 14, n. 1, 2017. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=1485>. Acesso em: 18 mai 2025.

DÍAZ, F. J.; O'GEEN, A. T.; DAHLGREN, R. A. *Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. **Agricultural Water Management***, v. 97, n. 11, p. 1813-1821, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.06.015>.

DOMINGUES, P. S.; SOUSA, H. P.; OLIVEIRA, N. S.; RIBEIRO, A. M.; FERREIRA, A.: Determinação do potencial metano bioquímico de hidrolisado suíno. ***Renewable Energy***, Amsterdam, v. 235, p. 121287, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.121287>.

DOMÈNECH, X.; JARDIM, WF; LITTER, MI Processos avançados de oxidação para a eliminação de contaminantes. In : BLESÁ, MA (org.). Eliminação de contaminantes por fotocatalise heterogênea. La Plata: CYTED, 2001. p. 3-46. Disponível em: https://dlwqtxts1xzle7.cloudfront.net/41285378/4_cytedCap01_2004-libre.pdf. Acesso em: 4 de maio de 2026.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000100013>. Acesso em: 20 Jan. 2026.

EGLI, K.; FANGER, U.; ALVAREZ, P. J. J.; SIEGRIST, H.; VAN DER MEER, J. R.; ZEHNDER, A. J. B. *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. Archives of Microbiology*, v. 175, p. 198-207, 2001. Disponível em: <https://bpb-us-e1.wpmucdn.com/blogs.rice.edu/dist/3/1390/files/2012/02/32.pdf>. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002030100255>.

EMERICK, A. M. *et al.* Ultrasound-assisted electrocoagulation process applied to the treatment and reuse of swine slaughterhouse wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, v. 38, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101613>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343720306576>. Acesso em: 20 jan. 2026.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanço Energético Nacional 2025: Relatório Síntese / Ano Base 2024**. Rio de Janeiro, RJ: EPE, 2025. Publicado em 28 de maio de 2025. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-885/topico-767/BEN_S%C3%ADntese_2025_PT.pdf. Acesso em: 22 de nov. 2025.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acesso em: 04 maio 2026.

FAGANELLO, E. **A história do porco. Suinocultura Industrial**, 17 nov. 2009. Disponível em: <https://www.agrimidia.com.br/agronegocio/a-historia-do-porco/>. Acesso em: 03 fev. 2025.

FAO. **Food and agriculture data: production: live animals**, 2010. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QA>. Acesso em: 26 ago. 2024.

FATOBENE, G.; AGUIAR, A. C. S. V.C.de; ALVES, L. C.; RODRIGUES, R. A. ; REIS, R. F. dos; SOTO, F. R. M. : Caracterização físico-química, microbiológica e poder calorífico de lodo

originário de efluente suíno. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá, v. 14, n. 3, p. e7929, 2021. DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n3e7929>. Acesso em: 05 Dez. 2024.

FELIX, E. P.; CARDOSO, A. A. Amônia (NH₃) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. *Química Nova*, v. 27, n. 1, p. 123-130, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000100022>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/pwqtJLFTTtKPM6MYxC5MfYx/>. Acesso em: 10 maio 2025.

FERNANDES, G. W. **Avaliação de processos para remoção química de fósforo de efluente de suinocultura**. 2008. 82f. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2008. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/10418/GABRIELAFERNANDES.pdf>. Acesso em: 19 Abr. 2025.

FERREIRA, D. D. M.: **Gestão e uso da água na suinocultura [tese]: um diagnóstico a partir da comparação das pegadas hídricas**. Florianópolis, SC, 2012. 223 p.: Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/99433>. Acesso em: 19 fev. 2025.

FERREIRA, L. M.; TAVARES, J.; DUARTE, E.; CRUZ, V. F. A importância da gestão integrada da água – Novos desafios para a gestão ambiental no sector suinícola. In: Congresso Ibérico, 1, y Congreso Nacional de Agroingeniería, 4, 2007. **Anais**. Albacete, Espanha, 2007, p. 104-106.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; BAPTESTINI, G. C. F. Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 2, p. 299-308, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020124591>.

FIA, R.; MATOS, A. T.; QUEIROZ, M. E. L. R.; CECON, P. R.; FIA, F. R. L. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010001200011>.

FORMIGONI, I. Produção e consumo mundial de carne suína, dados esperados para 2025. *Farmnews*, Piracicaba, 22 out. 2024. Disponível em: <https://farmnews.com.br/mercado/producao-e-consumo-mundial-de-carne-suina-dados-esperados-para-2025/>. Acesso em: 4 Nov. 2025.

GALBIATI, A.F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. 2009. 38 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009. Disponível em:

<http://repositorio.cbc.ufms.br:8080/jspui/bitstream/123456789/1163/2/Adriana%20Farina%20Galbiati.pdf>. Acesso em: 20 de dezembro de 2025.

GALE, F., KEE, J., HUANG, J. (2023). **Como os surtos de peste suína africana na China afetaram os mercados globais de carne suína (Relatório nº ERR-326)**. USDA- Departamento de Agricultura dos EUA, Serviço de Pesquisa Econômica. DOI: <https://doi.org/10.32747/2023.8134360.ers>.

GASTARDELO, T. A. R.; MELZ, L. J. A suinocultura industrial no mundo e no Brasil. *Revista UNEMAT de Contabilidade*, [s. l.], v. 3, n. 6, p. 72-92, jul./dez. 2014. Disponível em: <https://periodicos.unemat.br/index.php/ruc/article/view/266>. Acesso em: 16 Mai. 2025.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; BARBOSA, S. P.; MIOLA, E. C. C. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília*, v. 48, n. 2, p. 211-219, fev. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000200012>.

GIRON, M. P. B.: **Tratamento de Efluente de Suinocultura com Tratamento Físico-Químico (Coagulação e Precipitação e Ozonização) e Químico (Ozonização catalítica e Fenton)**. 2019. 233 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2019. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/97/97139/tde-12072019-125124/publico/EQD19004_RN.pdf. Acesso em: 28 Out. 2024.

GOMES, M. A. F.; de SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C.; de TOLEDO, L. G. Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos. *Embrapa Meio Ambiente*. Documentos, 2008. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/15557/nutrientes-vegetais-no-meio-ambiente-ciclos-bioquimicos-fertilizantes-e-corretivos>. Acesso em: 25 Dez. 2025.

GUSMÃO, M. M. F. e C. de C. **Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina**. 2008. 170 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/30372682.pdf>. Acesso em 10 de Fev. 2025.

GRANDI, R.; LOIOLA, A. V. DE S. DE F.; WIVE, L. K.; GOMES, R. S. Uma revisão sistemática da literatura sobre redes semânticas de mapas conceituais: estudo apoiado por um processo bibliométrico especializado. *RDBCI*, Campinas, SP, v. 22, e024025, 2024. Doi: <https://doi.org/10.20396/rdbci.v21i00.8674477>.

GRECCO, L. H. A.; SOUZA, B. C. A.; ZANONI, M. V. B. Eletrocoagulação/eletrofloculação para tratamento de águas residuárias: eletrodos não convencionais e acoplamento de técnicas. *Química Nova*, v. 45, n. 4, p. 410–423, 2022. DOI: 10.21577/0100-4042.20170846.

HAMILTON, A.; STAGNITTI, F.; XIONG, X.; KREIDL, S.L.; BENKE, K.K.; MAHER, P. *Wastewater irrigation: the state of play*. *Vadose Zone J.* 6, 823–840, 2007. DOI: <https://doi.org/10.2136/vzj2007.0026>Digital Object Identifier (DOI).

HUANG, H.; ZHANG, X.; DU, Q.; GAO, F.; WANG, Z.; WU, G.; GUO, W.; NGO, H.H. *Assessing the Long-Term performance of an integrated microbial fuel Cell-Anaerobic membrane bioreactor for swine wastewater treatment*. *Chemical Engineering Journal*, v. 493, p. 152772, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.152772>. Acesso em: 23 de set.de 2025.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2024 registra recorde no abate de bovinos, frangos e suínos. *Agência de Notícias IBGE*, 18 de Mar. 2025. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/42898-2024-registra-recorde-no-abate-de-bovinos-frangos-e-suinos>. Acesso em: 5 abr. 2025.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). **Instrução Normativa n. 34**, de 11 de abril de 2025. Estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de atividades agrossilvipastoris com suinocultura. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2025-06/instrucao_normativa_34-2025-suinocultura-23753432-8-republicado.pdf. Acesso em: 26 de Nov. de 2025.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA (IMA). **Instrução Normativa n. 11**. Florianópolis: IMA, 2021. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/instrucaoNormativa/downloadPDF/11>. Acesso em: 29 de abr. 2025.

IPIALES, R. P. *et al.* *Study of two approaches for the process water management from hydrothermal carbonization of swine manure: Anaerobic treatment and nutrient recovery*. *Environmental Research*, v. 246, p. 118098, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118098>.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvipastoril e Agroindústrias Associadas**. Relatório de pesquisa. 2012. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/7687>. Acesso em: 29 de janeiro de 2025.

ITO, J. B. B.; SANTOS, A. DE A.; MARECHETTO, M.; OLIVEIRA, E. C. *Wetlands* construídas de fluxo vertical como pós-tratamento de reator RAHLF utilizando águas residuárias de

suinocultura. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, Florianópolis, v. 8, n. 2, p. 595-611, abr./jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e22019595-611>. Acesso em: 05 Mar. 2025.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. 2016. *BNDES Setorial*, v. 1, n. 44, p. 125-156, 2016. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/9974?mode=full>. Acesso em: 05 Mar. 2025.

JOÃO, J. J.; ALVES, A. V.; VIEIRA, J. L.; EMERICK, T.; SILVA, C. S. Eletrocoagulação-flotação: uma tecnologia mais sustentável para tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá (PR), v. 13, n. 3, p. 1091-1112, 2020. Disponível em: <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/6538/6351>.

KITCHENHAM and CHARTERS 2007. **Guidelines for performing systematic literature reviews in software engineering**. Disponível em: https://legacyfileshare.elsevier.com/promis_misc/525444systematicreviewsguide.pdf. Acesso em: 20 jan. 2025.

KONZEN, E. A. Manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1983. 32 p. (*EMBRAPA-CNPSA. Circular Técnica, 6*). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/435305>. Acesso em: 23 jun. 2025.

KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAHIA FILHO, A. .F. C.; PEREIRA, F. A. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. 2. ed. Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMs, 1997. 31 p. *Circular Técnica, 25*. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/478848/1/circ25.pdf>.

KUNDU, K.; SHARMA, S.; SREEKRISHNAN, T. *Influence of process parameters on anaerobic digestion microbiome in bioenergy production: towards an improved understanding*. *BioEnergy Research*, New York, v. 10, n. 1, p. 288-303, Mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9789-0>.

KUNZ A.; CHIOCHETTA O.; MIELE M.; GIROTTA A. F.; SNAGOI V. **Comparativo de custos de implementação de diferentes tecnologias de armazenagem/tratamento e distribuição de dejetos de suínos**. EMBRAPA Suínos e Aves. Florianópolis, 2005. Circular Técnica 42. p. 16. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1016033>. Acesso em: Jan. 2025.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. *Revista de Política Agrícola*, v. 15, n. 3, p. 28-35, 2006. Disponível em: <https://rpa.sede.embrapa.br/RPA/article/view/507/458>. Acesso em: 22 Nov. 2025.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; DAMASCENO, S.; COLDEBELA, A. *Nitrogen removal from swine wastewater by combining treated effluent with raw manure*. **Scientia Agrícola**, v. 69, n. 5, p. 352-356, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162012000600002>. Acesso em: 20 nov. 2025.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DO AMARAL, A. C. **Fundamentos da Digestão Anaeróbia, Purificação do Biogás, Uso e Tratamento do Digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 15-28. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/197183/1/Livro-Biogas.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2025.

KUNZ, A. (ed. téc.). **Gestão dos resíduos da produção animal: gestão e tratamento dos dejetos na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa; Concórdia: Sbera, 2024. 208 p. (Gestão dos Resíduos da Produção Animal, v. 3). Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1167466/1/Volume-III-Gestao-e-tratamento-dos-dejetos-na-suinocultura-Kunz.pdf>. Acesso em: dez. 2024.

LANA, R. Uso racional de recursos naturais não-renováveis: aspectos biológicos, econômicos e ambientais, Produção de Ruminantes. **Revista Brasileira Zootecnia**. 38 (spe). 2009, Minas Gerais, Brasil. p. 330-340. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-35982009001300033>.

LI, Y.; CHENARD, L.; LEMAY, S. P.; GONYOU, H. W.; BELTRANENA, E. *Water intake and wastage at nipple drinkers by growing-finishing pigs*. **Journal of Animal Science**, v. 83, n. 6, p. 1413–1422, 2005. DOI: <https://doi.org/10.2527/2005.8361413x>. Acesso em: 15 Mai. 2025.

LINDNER, E. A. **Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina**. Florianópolis: FIESC-IEL, 1999. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/578722/1/doc120.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2025.

LINS, M. A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do; KUNZ, A. Rendimento e produtividade de biogás do esterco de suíno em diferentes configurações de reatores. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 40, n. 6, p. 664-673, nov./dec. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v40n6p664-673/2020>.

LITTLE, S.B.; CRABB, H.K.; WOODWARD, A.P.; BROWNING, G.F.; BILLMAN-JACOB, H.: *Review: Water medication of growing pigs: sources of between-animal variability in systemic exposure to antimicrobials* (2019). **Animal**, v. 1, p. 3031-3040, DOI: <https://doi.org/10.1017/S1751731119001903>.

LITTLE, S. B.; BROWNING, G. F.; WOODWARD, A. P.; BILLMAN-JACOB, H. Water consumption and wastage behaviour in pigs: implications for antimicrobial administration and

stewardship. *Animal*, [v. 16], n. 8, 100586, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.animal.2022.100586>. Acesso em: 18 Nov. 2024.

LO MONACO, P. A. V. *et al.* Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Engenharia na Agricultura*, 17: 473-480, 2009.

LO MONACO, P. A. V. *et al.* Desempenho de filtros constituídos por pergaminho de grãos de café (*Coffea* sp.) no tratamento de águas residuárias. *Coffe Science*, 6: 120-127, 2011.

LO MONACO, P. A. V. *et al.* Tratamento de esgoto sanitário utilizando coagulante natural seguido de filtro orgânico. *Revista Caatinga*, 27: 28-40, 2014.

LOPES, C. R. M.; FILHO, N. R. A.; ALVES, M. I. R. A. Impactos ambientais e sociais causados por voláteis emanados por excretos de suínos. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 9, n. 17, p. 3556-3565, 2013. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/enciclop/2013b/MULTIDISCIPLINAR/IMPACTOS%20AMBIENT AIS.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2025.

LORENZINI, A. E. **Avaliação Comparativa de Performance de Biodigestores CSTR, UASB e BLC: Um Estudo de Caso no Rio Grande Do Sul.** 2024. 24 folhas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2024.

MA, H.; GUO, Y.; QIN, Y.; YOU LI, Y. *Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion.* *Bioresource Technology*, v. 269, [s.n.], p. 520-531, dez, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852418312185?via%3Dihub>. Acesso em: 9 Jan. 2026.

MACHADO, L. R.; FERRAREZ, A. H.; LUGON JUNIOR, J.; OLIVEIRA, V. P. S. de; ALVES, F. C. Uso dos efluentes da suinocultura na fertirrigação: O caso de uma agroindústria familiar. *Agropecuária Científica no Semiárido*, v. 15, n. 1, p. 80-85, 2019. Disponível em: <http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/index>. DOI: <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v15i1.1112>. Acesso em: 17 Nov. 2024.

MADANI, K. *Global Water Bankruptcy: living beyond our hydrological means in the post-crisis era.* Richmond Hill, Ontario: *United Nations University Institute for Water, Environment and Health* (UNU-INWEH), 2026. DOI: [10.53328/INR26KAM001](https://doi.org/10.53328/INR26KAM001). Disponível em: <https://unu.edu/inweh/collection/global-water-bankruptcy>. Acesso em: 3 Fev. 2026.

MAGALHÃES, M. A. *et al.* Operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10: 472-478, 2006a.

MAGALHÃES, M. A. *et al.* Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10: 466-471, 2006b.

MAGALHÃES, M. A. **Parâmetros para projetos e operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** 2002. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFV_78393ff5a296b537b65d185d5ee2be81. Acesso em: 22 Jan. 2026.

MANTOVAN, F. de M.; ZENATTI, D. C.; BURIN, E. L. K. *Effect of agitation on anaerobic co-digestion of swine manure and food waste.* *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 64, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2021200102>. Acesso em: 12 Nov. 2024.

MARADINI, P. S.: **Implicações do aquecimento de efluentes de suinocultura na eficiência energética e termodinâmica em biodigestores modelo lagoa coberta.** 2021. 97 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2021. Acesso em: 17 maio 2024. DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.069>. Acesso em: 12 Nov. 2024.

MARQUES, R. F. P. **Impactos ambientais da disposição de resíduos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais.** 2011. 96f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas). Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/3047>. Acesso em: 15 maio 2025.

MARCHI, B. **Disposição de efluentes de suínos em solo:** Estudo de caso. 2010. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2010. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/Busca/Download?codigoArquivo=464098>.

MAROSTICA, R. **Digestão anaeróbia da água residuária da produção de suínos com e sem adição de carcaças de suínos desidratadas e cruas: valorização energética e agrônômica.** 2023. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2023. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/7037>. Acesso em: 18 Nov. 2024.

MAROUBO, L. A.. **Cultivo de microalgas em resíduo suíno biodigerido visando ao tratamento deste efluente e à produção de biomassa aplicável à codigestão anaeróbia**. 2021. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, São Paulo, 2021. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.18.2021.tde-29042022-174400>. Acesso em: Nov. 2024.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M. M. *Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production*. **Waste Management**, n. 32, p.1821-1825, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.033>.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GUIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTAIS, S. *A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013*. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 412-427, ago., 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>. Acesso em: Ago. 2025.

MATHIAS, J. F. C. M. ; SILVA, S. S.: Agroenergia como vetor para a agricultura sustentável: oportunidades e desafios da produção de biogás no Brasil. **Contribuciones a Las Ciencias Sociales, São José dos Pinhais**, v. 16, n. 6, p. 3701-3716, 2023. DOI: <https://doi.org/10.55905/revconv.16n.6-039>. Acesso em: Nov. 2024.

MATOS, A.T. *Poluição ambiental: impactos no meio físico*. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2010. 260 p.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Água*, 5: 119-132, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>.

MATOS, A. T.; MAGALHÃES, M. A. SARMENTO, A. P. Perda de carga em filtros orgânicos utilizados no tratamento de água residuária de suinocultura. *Revista Engenharia Agrícola*, 30: 527-537, 2010.

MEISZBERG, A. M.; JOHNSON, A. K.; SADLER, L. J.; CARROLL, J. A.; DAILEY, J. W.; KREBS, N. *Drinking behavior in nursery pigs: Determining the accuracy between an automatic water meter versus human observers*. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, n. 12, p. 4173–4180, dez. 2009. DOI: <https://doi.org/10.2527/jas.2008-1737>.

MENDONÇA, H. V.; OTENIO, M. H.; PAULA, V. R. Digestão anaeróbia para produção de energia renovável. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 3, p. 793-805, 2021. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1134425>. Acesso em: 25 Jan. 2024.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H. *Production of energy and biofertilizer from cattle wastewater in farms with intensive cattle breeding*. **Water Air Soil Pollution**, 2017. v. 72 p. 228. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3264-1>.

MENEGHETI, G.: **Percepção sócio-ambiental dos produtores rurais após a implantação de biodigestores**. 2021. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, PR, 2021. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/26072>. Acesso em: 19 Nov. 2024.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM; Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n. 08, de 10 de novembro de 2022**: estabelece critérios e normas para o licenciamento ambiental de atividades de mineração. Belo Horizonte, MG: COPAM/CERH, 2022. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>. Acesso em: 04 maio 2026.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. **Deliberação Normativa COPAM n. 217, de 06 de dezembro de 2017**: estabelece critérios para o licenciamento ambiental no estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG: COPAM, 2017a. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=45558>. Acesso em: 04 maio 2026.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. **Deliberação Normativa COPAM n. 213, de 22 de fevereiro de 2017**: define as tipologias de atividades sujeitas ao licenciamento ambiental municipal. Belo Horizonte, MG: COPAM, 2017b. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=43778>. Acesso em: 04 maio 2026.

MIRANDA, C. R. de; MONTICELLI, C. J.; MATTHIENSEN, A.; SEGANFREDO, M. A. (ed.). **Produção intensiva de animais e serviços ambientais: estratégias e indicadores**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2020. 365 p. (Documentos / Embrapa Suínos e Aves, ISSN 0101-6245; 211).

MISRA, S. *et al.* *Effect of environmental enrichment and group size on the water use and waste in grower-finisher pigs*. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 11, n. 1, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95880-0>. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95880-0>. Acesso em: 2 fev. 2025.

MOHER, David *et al.* *Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement*. **International Journal of Surgery**, v. 8, n. 5, p. 336-341, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijsu.2010.02.007>. Acesso em: 5 mar. 2025.

MOLINA-MORENO, V. *et al.* Design of indicators of circular economy as instruments for the evaluation of sustainability and efficiency in wastewater from pig farming industry. *Water (Switzerland)*, v. 9, n. 9, Aug. 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9090653>. Acesso em: 06 mar. 2025.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Characterization of raw swine waste and effluents treated anaerobically: parameters for Brazilian environmental regulation construction aiming agricultural use. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 165-176, set., 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01115-1>. Acesso em: Mai. 2025.

MOURA, P. G. *et al.* Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 6, p. 791–808, nov./dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020180201>. Acesso em 06 mar. 2025.

MOURA, L. B.; RIBEIRO, L. F. Mitos e verdades sobre a carne suína. *Revista Gestão, Tecnologia e Ciências* - GETEC, Monte Carmelo, MG, v. 10, n. 29, p. 113-121, 2021. Disponível em: <https://revistas.fucamp.edu.br/index.php/getec/article/view/2407>. Acesso em: 16 Mai. 2025.

NANDORF, R. J.; LO MONACO, P. A. V.; HADDADE, I. R.; PAULA, L. I. S.; SALLA, P. H.; VIEIRA, G. H. S. Performance of filters composed of banana stalk in swine wastewater treatment. *Revista Caatinga, Mossoró*, v. 34, n. 2, p. 479–485, abr.–jun. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252021v34n224rc>. Acesso em: 18 Nov. 2024.

NGO, A. V.; LE, O. H. T.; NGUYEN, Q. T.; YASUI, H.; NGUYEN, K. M.; NGUYEN, H. T.: Kinetics of organics removal in swine wastewater treatment using anaerobic moving bed biofilm reactor. *Desalination and Water Treatment*, v. 212, p. 112-120, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26681>. Acesso em: 18 Nov. 2024.

NASCIMENTO, R. F. *et al.* (Org.). Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicações em matrizes ambientais. Fortaleza: *Imprensa Universitária*, 2017. 280 p. il. 21 cm. (Estudos da Pós-Graduação). Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/32127>. Acesso em: Dez. 2025.

NASCIMENTO, J. P. do.: *Ciência da Informação e Arquitetura da Informação: estudo sobre contribuições da Organização do Conhecimento*. 2022. 130 f. Dissertação (Mestrado em Ciência da Informação) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2022. Disponível em: <https://www.repositorio.mar.mil.br/handle/ripcmb/845661>. Acesso em: 11 Jan. 2025.

OECD [a]. (*Organization for economic cooperation and developement*) *Agriculture, échanges et environnement: Le secteur porcin*. Paris : OECD, 2003. Disponível em: [Agriculture, échanges et environnement Le secteur porcin - OECD - Google Livros](#). Acesso em: 15 Mai. 2025.

OLIVEIRA, P. A. V. de (Coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188 p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/434003/1/publicacaodoc27.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2025.

OLIVEIRA P.A.V. (2002a). **Uso racional da água na suinocultura. Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: treinamento 2002**. Concórdia: **Embrapa Suínos e Aves**, 63-71.

OLIVEIRA, J. D. DE; ORRICO, A. C. A.; LEITE, B. K. V.; SCHWINGEL, A. W.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; AVILA, M. R. DE; *et al.* *Anaerobic co-digestion of swine manure and forage at two harvesting ages*. *Ciência Rural*, v. 52, n. 4, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20200760>.

PALHARES, J. C. P. Licenciamento ambiental na suinocultura: os casos brasileiro e mundial. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2008. 52 p. (Documentos/Embrapa Suínos e Aves, ISSN 0101-6245, 123). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/443594/1/doc123.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2025.

PALHARES, J. C. P.; **Consumo de água na produção animal**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2013. 6 p. (Comunicado Técnico, 102). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/971085>. Acesso em: Fev. 2025.

PARK, J. J. *et al.* *Use of spent sulfidic caustic for autotrophic denitrification in the biological nitrogen removal processes: lab-scale and pilot-scale experiments*. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 15, n. 3, p. 316-322, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2008.11.008>.

PARANÁ. **Resolução SEMA nº 31, de 24 de agosto de 1998**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, a autorização ambiental, a autorização florestal e a anuência prévia para desmembramento e parcelamento de gleba rural, entre outros. Curitiba, 1998. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/resolucao_sema_31_1998.pdf. Acesso em: 6 mar. 2025.

PAVLOSTATHIS, S. G.; GIRALDO-GÓMEZ, E. *Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. Water Science and Technology*, v. 24, n. 8, p. 35-59, 1991. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1991.0217>. Acesso em: 1 Nov. 2025.

PERDOMO C. C. **Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos**. Embrapa Suínos e Aves. 1999. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/436818>. Acesso em: 10 de Jan. 2025.

PERDOMO, C.C; LIMA, G.J.M.M; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, 9., 2001, Gramado. **Anais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. p. 8–24. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/421224111/Perdomo-2001-PRODUCAO-DE-SUINOS-E-MEIO-AMBIENTE-pdf>. Acesso em: 14 Jan. 2025.

PEREIRA, F. E. de A.; ROSA, A. P.; BORGES, E. S. M.; OTERIO, M. H.; SOUZA, L. D. de; NASCIMENTO, J. E. L. do; BORGES, A. C. *Anaerobic co-digestion of swine and laying hen waste for biogas generation and digestate quality. Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 43, 10 p. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v43nepe20220124/2023>. Acesso em: 19 Nov. 2024.

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, E.; MACKAY, A. *Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. Critical. Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 36, n. 1, p. 1-84, 2006.

PINTO, L. P.; CABRAL, A. C.; SCHNEIDER, L. T.; DE AZEVEDO, K. D.; FRIGO, J. P.; FRIGO, E. P. Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 3, n. 3, p. 179-187, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5380/rber.v3i3.38467>. Acesso em: Mai. 2025.

POLEZI, M. **Aplicação de Processo Oxidativo Avançado (H₂O₂/UV) no Efluente de uma ETE para fins de Reuso**. 2003. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2003. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/Busca/Download?codigoArquivo=465922>. Acesso em: 20 Dez. 2025.

POVINELLI, J.; MARTINS, F. **Pesquisa sobre a eficiência de filtros lentos em unidades piloto**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 7., 1973, Salvador. Anais. São Carlos: EESC/USP, 1973. 20 p.

PRÁ, M. A. D.; KONZEN, E. A.; OLIVEIRA, P. A. de; MORES, E.. Compostagem de dejetos líquidos de suínos. Sete Lagoas, MG: **Embrapa Milho e Sorgo**, 2005. 25 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/489733/1/Doc45.pdf>. Acesso em: 04 de mai. 2025.

PRACIANO, A. C.; GORAYEB, A.; MONTEIRO, L. de A.; SANTOS, J. de O.; RIOS, M. A. S.; SEGHEZZO, L. *Biodigesters: social technology for reducing energy insecurity in rural communities of the semi-arid region*. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, CE, v. 56, e202395865, p. 1-10, 2025. Disponível em: www.ccarevista.ufc.br. Acesso em: 17 Nov. 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20250023>.

RAMOS, M. R. *et al.* Remoção da carga orgânica de água residuária de lavanderia têxtil utilizando *Pontederia parviflora* Alexander. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 1., 2009, São Paulo. **Anais**. São Paulo: ABAS, 2009. p. 1-7.

RODRIGUES, L. S.; TORRES, E. P.; RODRIGUES, L. A.; DUTRA, J. C. F.; SAMPAIO, R. R.; SILVA, I. J. da. Aplicabilidade de sistema reator anaeróbico compartimentado seguida de filtro anaeróbico no tratamento de efluentes de suinocultura de pequeno porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 243-252, 2020.

RODRIGUES, L. S.; PINTO, A. C. A.; DUTRA, J. D. C. F.; SAMPAIO, R. R.; SOUSA, S. R.; SILVA, I. J. *Swine wastewater treatment using an anaerobic baffled (ARB) and a UASB reactor system*. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 38, n. 6, p. 3705-3713, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n6p3705>.

ROPPE, L. **Evolução do mercado mundial de suínos nos últimos 30 anos**. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS. *Produção de suínos: teoria e prática*. Brasília, DF: ABCS, 2014. p. [23-29]. 908 p. il. color. Disponível em: https://abcs.org.br/wp-content/uploads/2020/06/01_Livro_producao_bloq_reduce.pdf. Acesso em: 12 Abr. 2025.

SANTANA, A. M. da; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 817-830, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000300029>.

SANTOS, M. A. R. C.; GALVÃO, M. G. A.: A elaboração da pergunta adequada de pesquisa. **Residência Pediátrica**, v. 4, n. 2, p. 53-56, 2014.

SANTOS, C. M. C.; PIMENTA, C. A. M.; NOBRE, M. R. C.:A estratégia PICO para a construção da pergunta de pesquisa e busca de evidências. *Revista Latino-Americana de Enfermagem*, v. 15, n. 3, p. 508-511, maio-jun. 2007.

DOS SANTOS, B. S.; COSTA, P. F.; EYNG, E.; CÂMARA, C. D. Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 37, n. 2, p. 13-22, jul./dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.5433/1679-0375.2016v37n2p13>

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 1317-1326, 2010.

SENAI/PR. Oportunidades da cadeia produtiva de biogás para o Estado do Paraná. Curitiba, 2016. 144 p. Disponível em: <https://www.sistemafiep.org.br/relacoes-internacionais/uploadAddress/Biogas.pdf>. Acesso em: 04 maio 2026.

SIEGRIST, H.; VOGT, D.; GARCIA-HERAS, J. L.; GUJER, W. Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 5, p. 1113-1123, 2002. Disponível em: https://www.academia.edu/25244577/Mathematical_Model_for_Meso_and_Thermophilic_Anaerobic_Sewage_Sludge_Digestion. Acesso em; 2 Jan. 2026.

SILVA, G.H.R. & NOUR, E.A.A. (2005) Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo o custo para o tratamento de esgotos de pequenas comunidades. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 268-275. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000200019>. Acesso em: Nov. 2025.

SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. A.; MAGNONI JÚNIOR, L.. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. *Química Nova*, São Paulo, v.35, n.1, p.35-40, 2012. DOI: <http://doi.org/10.1590/S0100-40422012000100007>. Acesso em: 3 Jan. 2026.

SILVA, S. C. da; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, [s.l.], v. 4, p.533-542, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040075357>. Acesso em: Jun. 2025.

SILVA, T. C. **Biodigestado de dejetos de suíno e sua influência no carbono e nitrogênio em Latossolo cultivado com pastagem**. 2019. 69 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2019.

SILVA, M. L. B. da. **Microalgas no tratamento do efluente suinícola**. Guia Gessulli da **Avicultura e Suinocultura Industrial**, [S. l.], n. November 2015, p. 32–38, 2015. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1031527>.

SILVA, C. M. da; FRANÇA, M. T. de; OYAMADA, G. C. Características da suinocultura e os dejetos causados ao ambiente. Connection Line - *Revista Eletrônica do Univag*, v. 1, 2015. Disponível em: <https://periodicos.univag.com.br>. Acesso em: 4 mai. 2025.

SILVA, A.S.; MORAIS, N.W.S.; COELHO, M.M.H.; PEREIRA, E.L.; SANTOS, A.B. Potentialities of biotechnological recovery of methane, hydrogen and carboxylic acids from agro-industrial wastewaters. *Bioresource Technology Reports*, v. 10, 100406, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100406>.

SOARES, C. M. T. **Tecnologia de biodigestores rurais e desenvolvimento rural sustentável na região Oeste do Paraná**. 2020. 119 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Rural Sustentável) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2020. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/4872>. Acesso em: 10 Jan. 2026.

SOARES, C. A.; BARICCATTI, R. A.; SIQUEIRA, J. A. C.; TOKURA, L. K.; PASQUALI, G. D. L.; SBARDELOTTO, M.; CERVINSKI, B.; MURBACH, J. H.; PADILHA, V. H. L.; DALAROSA, B. M. Avaliação da carga orgânica de dejetos suínos em diferentes fases de produção: estudo em escala real. *Revista Conexão*, [S. l.], v. 17, n. 7, p. 383-400, 2024. DOI: <https://doi.org/10.55905/revconv.17n.7-383>.

SOUZA, J. C. P. V. B. *et al.* **Sistema de produção: sistema de produção de leitões baseado em planejamento, gestão e padrões operacionais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/973140/1/final6680.pdf>.

SOUZA, R.; ANTONIO, J.; MOREIRA, D. A.; MARTINS, I. P.; CARVALHO, W. B. Sanidade de frutos de pimentão fertirrigados com água residuária da suinocultura. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 2, p. 124-134, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1115>.

SOUZA, M. C. M. *et al.* Consumption of pork meat and derivatives by the population of Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*. Curitiba, v.4, n.3, p. 3314-3327. 2021.

TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G.; MARTINS, F. M.: **Anuário 2025 da Avicultura Industrial**. n° 07, 2024. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1172715/1/final10416-O-mercado-mundial-de-carnes-e-a-avicultura-brasileira.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2025.

TAVARES, J. M. R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura**. 2012. 233f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

TAVARES, J.M.R.; FILHO, P.B.; COLDEBELLA, A.; OLIVEIRA, P.A.V.. "The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms". *Livestock Science* 169 C (2014): 146-154. Disponível em: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84927692663&partnerID=MN8TOARS>. Acesso em: Jan. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2014.09.006>.

TAVARES, J. R.; OLIVEIRA, P. A. V.; COLDEBELLA, A.; AMORIM, B. N.; BELLI FILHO, P. **Efeito do tipo de bebedouro na produção de dejetos e nos custos de instalação de esterqueiras em unidades de crescimento-terminação de suínos em Santa Catarina**. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves, 2012. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/968575/1/final7216.pdf>. Acesso em: 7 Mai. 2025.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - **USDA**. FAS Home / *Market and Trade Data / PSD Online / Custom Query*. 2025. Disponível em: <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>. Acesso em: 10 jun. 2025.

VALLEJO, M.; FRESNEDO SAN ROMÁN, M.; ORTIZ, I.; IRABIEN, A. *Overview of the PCDD/Fs degradation potential and formation risk in the application of advanced oxidation processes (AOPs) to wastewater treatment*. **Chemosphere**, v. 118, p. 44-56, jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.077>.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. **Chichester**: John Wiley & Sons, 1994. 226 p.

VENTURIN, B.: **Tratamento do digestato oriundo da digestão anaeróbia de efluente da suinocultura em uma unidade piloto do reator NITRAMMOX®**. 2022. 198 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2022. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/6349>. Acesso em 23 Jan. 2025.

VENTURIN, B.; RODRIGUES, H.C.; BOLSAN, A.C.; HOLAS, C.E.; TÁPPARO, D.C.; BONASSA, G.; ANTÔNIO, F.G.; BORTOLI, M.; MATTHIESSEN, A.; KUNZ, A.: **Reúso de águas residuárias da suinocultura**. In: KUNZ, A. (Ed. téc.). *Gestão dos resíduos da produção animal: gestão e tratamento dos resíduos na suinocultura*. Brasília, DF: Embrapa; Concórdia:

Sbera, 2024. p. 159–179. (Volume III). Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1167466/1/Volume-III-Gestao-e-tratamento-dos-dejetos-na-suinocultura-Kunz.pdf>.

VELOSO, A. V.; CAMPOS, A. T.; MARIN, D. B. MATTIOLI, M. C.; NÉRI, A. C.. Sustentabilidade ambiental da suinocultura com manejo de dejetos em biodigestor: avaliação de parâmetros físico-químicos. *Engenharia na Agricultura*, v.26, n.4, p.322-333, 2018.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W. *et al. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. Chemosphere*, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.055>.

VILAR, J. B. B.; SANTOS, V. S. dos; DUARTE, A. E.; SANAVRIA, A. Eficiência de um filtro de remediação (TEVAP) na remoção de poluentes em efluentes suínos. *Vigilância Sanitária em Debate*, v. 7, n. 2, p. 94-101, 2019. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=570566082014>. Acesso em: 17 Mai 2024. DOI: <https://doi.org/10.22239/2317-269X.01226>.

VYMAZAL, J. *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. 1. ed. London: IWA, 2005. Disponível em: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/Biological%20Wastewater%20Treatment%20in%20Warm%20Climates%20Regions%20Volume%201_0.pdf. Acesso em: 07 mar.2025.

VON SPERLING, M.; **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, Lodos ativados**. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

VON SPERLING, M.; **Lagoas de Estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte/MG, 2017. 3a ed., vol. 2, 196 p.

VON SPERLING, M.; **Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte/MG, 2a ed., 2018. vol. 2, 243 p.

WANG, M.; YI, L.; LIU, J.; ZHAO, W.; WU, Z. *Water consumption and wastage of nursery pig with different drinkers at different water pressures in summer. Nongye Gongcheng Xuebao. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, v. 33, n. 11, p. 161-166, 2017. DOI: <https://doi.org/10.11975/j.issn.1002-6819.2017.17.021>.

WANG, Y. *et al.* CH₄, NH₃, N₂O e NO emissions from stored biogas digester effluent of pig manure at different temperatures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v. 217, p. 1-12, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.020>. Acesso em: 10 Jan. 2026.

WERNECK, G. L.; CARVALHO, M. S. A pandemia de COVID-19 no Brasil: crônica de uma crise sanitária anunciada. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 36, n. 5, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311x00068820>. Acesso em: 25 fev. 2025.

WERNER, C.; OUTONO, P. A.; SCHLICK, J.; MANG, H.: *Reasons for and principles of ecological sanitation*. Inecosan - fechando o ciclo. *Anais*: 2º Simpósio Internacional, Lübeck, Alemanha, 7–11 de abril de 2003; pág. 43-50. Disponível em: <https://www.ircwash.org/sites/default/files/Eschbon-2004-Ecosan.pdf>. Acesso em: 18 mai 2025.

WU, Y.-J.; WENG, T.-Y.; YEH, T.-Y.; CHOU, P.-J.; WHANG, L.-M. *Nitrogen removal strategy for real swine wastewater by combining partial nitrification-denitrification process with anammox*. *Chemosphere*, 2025. Artigo 143116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143116>. Acesso em: 17 Mai. 2024.

WU, X. *et al.* Produtividade de biogás e CH₄ pela codigestão de esterco suíno com três resíduos de culturas como fonte externa de carbono. *Tecnologia de Biorecursos*, v. 11h. 4042-4047, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.052>. Acesso em: 18 de Nov. de 2025.

YANG, P.Y.; MOENGANGONGO, T.H. (1987) *Operational stability of a horizontal ba-led anerobic for diluted swine wastewater in the tropics*. *Transactions of the ASABE*, St. Joseph, v. 30, n. 4, p. 1105-1110. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=30527>. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.30527>. Acesso em: Dez 2025.

YE, W.; LU, J.; YE, J.; ZHOU, Y. The effects and mechanisms of zero-valent iron on anaerobic digestion of solid waste: a mini-review. *Journal of Cleaner Production*, Shanghai, v. 278, n. 130, p. 123-130, Jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123567>.

XIE-MING, X. *et al.* Dynamic changes of lignin contents of MT-1 elephant grass and its closely related cultivars. *Biomass and Bioenergy*, v. 35, n. 5, p. 1732-1738, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.018>.

ANEXO A

Quadro 11: Caracterização analítica dos tratamentos por digestão anaeróbia nas pesquisas avaliadas.

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
Digestão Anaeróbia (DAN), semicontínua em reator de mistura completa (CSTR)	Escala laboratorial	pH; ST e SV; DQO; NKT; AGVs; alcalinidade total, parcial e razão de alcalinidade; CE; PT; comunidade microbiana (16s rRNA); abundância relativa	DQO média do substrato: 95,3 ± 37,6 mg O ₂ L ⁻¹ ; ST: 45,3±28,9 g L ⁻¹ ; SV: 33,3 ± 23,1 g L ⁻¹ ; CE: 13,9±2,8 mS cm ⁻¹ ; NKT: 3,3±1,3 g L ⁻¹ ; PT: 1024,5±819,7 g L ⁻¹ ; COV em kg m ⁻³ d ⁻¹ ; Estágio 1 (adaptação): 2,45 ± 1,01; Estágio 2 (inibição): 7,81 ± 2,11; Estágio 3 (recuperação): 5,98 ± 1,66	Parâmetros no reator; ST: 35.8±12.2 g L ⁻¹ ; SV: 25.01±8.6 g L ⁻¹ ; CE: 16.3±2.73 mS/cm; PT: 751.25±317.2 g L ⁻¹ ; AGVs (Estágio 2 - inibição): Média de 14,6 ± 2,2 g L ⁻¹ (limite de inibição >5 g L ⁻¹); NKT (Estágio 2): 2,72 ± 0,29 g L ⁻¹ ; NKT (Estágio 3): 2,03 ± 0,19 g L ⁻¹ ; pH (Estágio 2): 8,21 ± 0,3; pH (Estágio 3): 8,14 ± 0,25; razão de alcalinidade (Estágio 2): >0,4, atingindo valores >1	Produção de Biogás: inicial: ~196,57 mL g ⁻¹ SV ⁻¹ ; Estágio 2 (inibição): ~25,20 mL g ⁻¹ SV ⁻¹ ; Estágio 3 (recuperação): média de: 375 mL g ⁻¹ SV ⁻¹ (segunda metade), atingindo 410 mL g ⁻¹ SV ⁻¹ no final, o que representa uma eficiência muito próxima (aprox. 94%). O processo superou forte inibição por amônia após 70 dias	Alvaro <i>et al.</i> (2024)
Sistema de tratamento em série: reator UASB – Pós-tratamento com reator de lodo granular aeróbio (LGA)	Escala laboratorial/bancada	DBO; DQO; SST; NKT; N-NH ₄ ⁺ ; PT; pH; AT; AGV; Íons cloreto; nitrito; nitrato; sulfato	DQO: 5.162 ± 347 mg O ₂ L ⁻¹ ; DBO: 2.966 ± 786 mg O ₂ L ⁻¹ ; SST: 10.426 ± 24.464 mg L ⁻¹ ; NKT: 308 ± 139 mg L ⁻¹ ; N-NH ₄ ⁺ : 109 ± 84 mg L ⁻¹ ; PT: 157 ± 45 mg L ⁻¹ ; pH: 7,3 ± 0,3; AT: 1.207 ± 1.158 (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	DBO: 200 ± 112 mg O ₂ L ⁻¹ ; DQO: 429 ± 196 mg O ₂ L ⁻¹ ; pH: 7,4 ± 0,6; SST: 317 ± 215 mg L ⁻¹ ; NKT: 80 ± 62 mg L ⁻¹ ; N-NH ₄ ⁺ : 37 ± 49 mg L ⁻¹ ; PT: 41 ± 21 mg L ⁻¹ ; Cloreto: 75,8 mg L ⁻¹ ; Nitrito: 150 mg L ⁻¹ ; Sulfato: 27,7 mg L ⁻¹ ; AT: 368 ± 334 (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Remoção média de poluentes presentes na ARS de 91,7%. DBO: 93,3%; DQO: 91,7%; NKT: 70,1%. N-NH ₄ ⁺ : 72,2% (apenas no LGA); PT: 73,7%	Carvalho <i>et al.</i> (2022)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
Tratamento primário: separador sólidos, tanque de homogeneização; Tratamento Biológico Principal: dois biodigestores (BLC); duas lagoas anaeróbias em paralelo	Escala real/industrial.	DBO; DQO; SST; SS; PT; NT; potássio total (K); sódio; cobre total; zinco total	DBO : 26.090,93 mg O ₂ L ⁻¹ ; DQO: 42.600 mg O ₂ L ⁻¹ ; SST: 12.103 mg L ⁻¹ ; SS: 532,5 mg L ⁻¹ ; PT: 716,83 mg L ⁻¹ ; NT: 3.575,47 mg L ⁻¹ ; k ⁺ : 1.682,75 mg L ⁻¹ ; Na ⁺ : 468,33 mg L ⁻¹ ; Cu: 3,75 mg L ⁻¹ zinco total: 10 mg L ⁻¹	DBO: 2.447,67 mg O ₂ L ⁻¹ ; DQO: 4.573,37 mg O ₂ L ⁻¹ ; SST: 1.186,68 mg L ⁻¹ ; SS: < 1,0 mg L ⁻¹ ; pH: 8,18; PT: 149,53 mg L ⁻¹ ; NT: 2.675,37 mg L ⁻¹ ; K ⁺ : 1.144,25 mg L ⁻¹ ; sódio: 349,67 mg L ⁻¹ ; cobre total: 0,64 mg L ⁻¹ ; zinco total: 6,33 mg L ⁻¹	DBO: 90,82%; DQO: 89,77%; SST, variou de 36,25% a 95,4%; SS: 100%	Casalechi <i>et al.</i> (2021)
Digestão Anaeróbia (DAN) com a suplementação de nano ferro zero-valente (nZVI), em três reatores de tanque agitado contínuo (CSTR)	Escala laboratorial	DQO; ST; SV; NKT; Amônia (NH ₄ ⁺ -N); pH; teor de metano no Biogás	DQO: 36 ± 5 mg O ₂ L ⁻¹ ; ST: 29 ± 4 g kg ⁻¹ ; SV: 19 ± 3 g kg ⁻¹ ; NKT: 2.4 ± 0.5 g kg ⁻¹ ; NH ₄ ⁺ -N: 1.7 ± 0.5 g kg ⁻¹	DQO: entre 18 e 24,8 mg O ₂ L ⁻¹ ; pH: 8.1 a 8.5 (reatores estáveis); COV: 1,7 a 4,1 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹	O teor máximo de metano no biogás foi 88% (Mesofílico - reator M2, fase 1) e 87% (Termofílico - reator T, fase 1). O teor médio com suplementação foi 81% (M2, fase 1), 78% (T, fase 1) e 77% (M1, fase 2), enquanto nos reatores controle variou entre 64% e 69% (M1, sem suplementação, fase 1; T, fase 0). Não foram observadas eficiências significativas na remoção da DQO nas fases operacionais, com médias entre 31% e 50%.	Cerrillo <i>et al.</i> (2025)
Digestão anaeróbia (DAN) de hidrolisado de suínos - testes em batelada (BMP)	Escala laboratorial	pH; ST; SV; DQO; NAT; NAL; PT; teor de metano no biogás, eficiência de bioconversão	pH _(25 °C) : 6,50; ST: 47.330 mg L ⁻¹ ; SV: 41.068 mg L ⁻¹ ; DQO: 150.0000 mg O ₂ .L ⁻¹ ; NAT: 3.800 mg L ⁻¹ ; NAL: (-); PT: 1.000 mg L ⁻¹ ; COT: 19.302 mg L ⁻¹ ; Alcalinidade (AT); (-)	Digestato Final para (COV/12,97): pH: 8,20; ST: 12.591 mg L ⁻¹ ; SV: 6.824 mg L ⁻¹ ; DQO: (-); COT: (-); NAT: 2.600 mg L ⁻¹ ; NAL: 441 mg L ⁻¹ ; AGVT: 1253 mg Hac L ⁻¹ ; AT: 10348 mg CaCO ₃ .L ⁻¹ ; AGVT/AT: 0,12. Digestato Final para (COV/8,72): pH: 8,01; ST: 8.621 mg L ⁻¹ ; SV: 4.788 mg L ⁻¹ ; DQO: (-);	Teor médio de metano no biogás: ~70%; eficiência de remoção (SV) de 47,37% para a carga maior e 45,08% para a carga menor. NAL do digestato final (COV/12,97), indicaram a existência de toxicidade e inibição da atividade metanogênica, o que explica por que a biodegradabilidade experimental foi inferior à	Domingues <i>et al.</i> (2024)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
				COT: (-); NAT: 1600 mg L ⁻¹ ; NAL: 183 mg L ⁻¹ ; AGVT: 1142 mg Hac L ⁻¹ ; AT: 6731 mg CaCO ₃ L ⁻¹ ; AGVT/AT: 0,17 PT: (-)	teórica. Relação AGVT/AT: na faixa de 0,3 a 0,4 (ou menos) estabilidade operacional nos biorreatores	
Digestão Anaeróbia (DAN) em reator anaeróbio de mistura completa (CSTR)	Escala laboratorial	COV com TRH de 20 e 30 dias; DQO; pH; Composição de (CH ₄) no biogás; Composição de Dióxido de Carbono (CO ₂) no biogás	A COV/30 dias Menor COV aplicada: 0,779 kg m ⁻³ d ⁻¹ (início do ensaio). Pico de COV: 2,85 kg m ⁻³ d ⁻¹ (36º dia); A COV/20 dias Menor COV aplicada: 1,28 kg m ⁻³ d ⁻¹ ; Pico de COV: 2,81 kg m ⁻³ d ⁻¹ (3º dia)	pH médio no reator: - TRH 30 dias: 7,63.; TRH 20 dias: 7,72; Média de Produção de Biogás: - TRH 30 dias: 2,26 ± 0,75 LN d ⁻¹ - TRH 20 dias: 2,66 ± 0,63 LN d ⁻¹	No período de 30 dias, houve uma alteração superior a 300% da COV do dejetos, em termos de matéria orgânica. Eficiência de remoção de DQO: 72,9 ± 14% (média). TRH 20 dias: 52,6 ± 8% (média). Teor de Metano no Biogás: TRH 30 dias: 70,08 ± 4,34%; TRH 20 dias: 72,67 ± 2,13%, não houve diferença significativa no rendimento de metano entre (TRHs), indicando que não houve comprometimento das bactérias metanogênicas em converter acetato em metano	D'Aquino; Mello; Costa Junior (2019)
Caracterização de lodo (subproduto sólido) de biodigestão anaeróbia e secagem em leito de lodo	Escala de produção real/industrial.	pH; ST; SF; SV; NT; PT; relação (C/N); poder calorífico superior (PCS); CT e TT	Os autores apresentam a caracterização do lodo com base em revisão bibliográfica para descrever o material de origem, sem apresentar dados analíticos do afluente bruto coletado	pH; 8,16 a 8,30; NT: (0,49 mg g ⁻¹ menor concentração a 1,1 mg g ⁻¹ maior concentração); PT: 0,47 mg g ⁻¹ (sem. IV) a 0,79 mg g ⁻¹ (sem. II); RCN (C/N): (26,9 - sem I a 42,04 - sem. II); PCS (MJ kg ⁻¹): (6,919 a 11,663); CT (NMP mL ⁻¹): (2,913 sem. I; 7.780 - sem. II; >11,000 - sem. III; 6,935 - sem. IV); TT (NMP mL ⁻¹): (1.157 - sem. I; 3.700 - sem. II; 3,860 - sem. III; 693 - sem. IV); Granulometria Baixa (pó): valor médio do PCS de 6,919 MJ kg ⁻¹ ST ⁻¹ ; Granulometria Maior: valor médio do PCS de 11,663 MJ kg ⁻¹ ST ⁻¹	SF: variações entre 41,93% e 71,92%. A variação dos sólidos apresentou umidade máxima de ~79%. O pH, alcalinidade, juntamente com os valores de (NT), (PT) e da (RCN), mantiveram-se na faixa. Lodo considerado adequado para compostagem ou biofertilizante. Baixas contagens para coliformes TT (resultado sanitário positivo). Poder calorífico superior (PCS) de 11,663 MJ kg ⁻¹ ST ⁻¹ , potencial do lodo em biomassa energética, compatível com o carvão marrom	Fatobene <i>et al.</i> (2021)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
					utilizado em estações de incineração	
Armazenamento em esterqueira	Escala agroindustrial familiar (in loco)	DBO, DQO, pH	N/A (Não avaliado)	TRH: período de (20 a 25 dias); DBO: $978,4 \pm 69,9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; DQO: $1948,2 \pm 222,8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; pH: $6,8 \pm 0,09$	O estudo não apresenta eficiência para remoção de poluentes. O valor do pH do efluente, apresentou consonância com a faixa estabelecida pela Resolução CONAMA n. 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos hídricos, que é de 5 a 9 e com pH ideal para irrigação, com água residuária citados na literatura entre 6,5 e 8,4	Machado <i>et al.</i> (2019)
Digestão Anaeróbia (DAN) e codigestão anaeróbia (CoDA)	Escala laboratorial e semipiloto	ST, SV; pH; CE; alcalinidade; acidez volátil; CN; coliformes; PBM	pH: ARS UPL 6,5; pH (misturas de afluente para codigestão): 7,5 - 7,6; CE: 4,3 - 5,8 mS cm^{-1} ; DQO: 16,6 g L^{-1} - 23,1 g L^{-1} ; Relação C/N: valores iniciais 4,4 - 9,8; Coliformes <i>Escherichia coli</i> e enterobactérias: em carcaça desidratada extremamente baixas (<10 UFC/g), enquanto a ARS UPL e a carcaça crua possuíam contagens elevadas (17.000 UFC/100mL de <i>E. coli</i> na ARS)	Biofertilizante: pH: 8,35 - 8,52; (CE): 4,78 mS cm^{-1} (MonoDA) e 8,59 mS cm^{-1} (CoDA com sobrecarga); Estabilidade (AV/AT): (0,112 - 0,156); N: 2,73 a 4,80 g kg^{-1} , maior concentração na CoDA com carcaça desidratada; NH_3 - N: 116,0 - 335,3 mg L^{-1} ; P: 20,6 - 37,2 mg L^{-1} , sendo maior na CoDA com sobrecarga; <i>Escherichia coli</i> : <1 e 15 UFC/100mL; CTt: <1 a <10 UFC/100mL; <i>Clostridium perfringens</i> : <1 a 6600 UFC/100mL	O estudo de Marostica (2023) demonstra que a Digestão Anaeróbia removeu de 70,0% a 72,3% dos sólidos totais e entre 29,5% e 51,7% dos sólidos voláteis. No aspecto sanitário, o processo foi eficaz na eliminação de Salmonella e na redução de coliformes e <i>E. coli</i> . Contudo, houve um aumento de <i>Clostridium perfringens</i> , pois sua natureza esporulante impediu a eficiência de remoção	Marostica (2023)
Percepção socioambiental dos produtores rurais após a implantação de biodigestores	Escala campo/pesquisa bibliográfica (escala local e familiar)	Percepção de qualidade de vida; manejo de resíduos (Pré-Biodigestor); atividades Agrícolas e criação de suínos;	N/A	N/A	A eficiência no estudo é definida pela capacidade do biodigestor de promover o tripé da sustentabilidade (benefícios ambientais, econômicos e sociais relevantes). O alto grau de satisfação dos produtores (75% muito satisfeitos) e 50% dos	Menegheti (2021)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
		uso do biogás e biofertilizante			entrevistados confirmam impacto positivo da instalação do biodigestor na permanência familiar na propriedade rural.	
Codigestão anaeróbia, 27 biodigestores em batelada com capim-elefante em idade média (IM) e idade avançada (IA), em dejetos suíno	Escala laboratório	ST; SV; C; N+; DQO; FDN; FDA; concentrações de O ₂ , CO ₂ e CH ₄	Dejeto - DQO: 902,5 g O ₂ L ⁻¹ ; Forragem (IM) - DQO: 1.331,2 g O ₂ L ⁻¹ . Forragem (IA) - DQO: 1.661,5 g O ₂ L ⁻¹	N/A	Capim-elefante em manejo intensivo (IM, 45 dias) teve melhor desempenho: eficiências de 56,99% (ST) e 63,15% (SV). Forragem em manejo adaptado (IA, 90 dias) prejudica a degradabilidade, com eficiências menores: 50,10% (ST) e 52,84% (SV). No IM, capim-elefante gerou rendimentos de metano 27,7% a 31,6% maiores por kg de SV ou ST. No IA, cada 1% a mais de forragem prejudicial à produção de metano em 1,13 L por kg de SV	Oliveira <i>et al.</i> (2022)
Sistema em série: Peneira + RAC + FA	Escala real/suinícola de pequeno porte	pH; DQO; NTK; SST	pH: 7,16; NTK: 2.030 mg L ⁻¹ ; SST: 7.554 mg L ⁻¹ ; DQO: 35.416 mg O ₂ L ⁻¹	(Saída FA) pH: 7,43; NTK: 954 mg L ⁻¹ ; SST: 595 mg L ⁻¹ ; SSV: 538 mg L ⁻¹ ; DQO: 4.361 mg O ₂ L ⁻¹ ; AVT: 161	O valor médio de pH na saída de FA é considerado favorável para a atividade microbiana das arqueas metanogênicas. DQO: 88,8 ± 5,8%; SST: 80,5%. NTK média: 53% no FA.	Rodrigues <i>et al.</i> , (2020)
Tratamento por Biodigestão anaeróbia (sistema com tanque primário, decantação, biodigestor, lagoa de maturação)	Escala real/fazenda	DBO; DQO; COT; C; N+; P; K ⁺ ; Na ⁺ ; Cl ⁻ ; B; Ca ⁺ ; Co; Cu ⁺ ; S; Fe ⁺ ; Mg ²⁺ ; Mn; Mo; Ni; Si; Zn ⁺	DBO: 1660 mg O ₂ L ⁻¹ ; DQO: 3286,33 mg O ₂ L ⁻¹ ; COT: 342,78 mg L ⁻¹ ; NT: 799,47 mg L ⁻¹ ; Relação C/N: - 0,45; CE:: 0,0069 dS m ⁻¹ ; RAS: 17,50 mmol L ⁻¹ ; Amônio: 685,07 mg L ⁻¹ ; P: 50,43 mg L ⁻¹ ; K 584,46 mg L ⁻¹ ; Na ⁺ :151,62 mg L ⁻¹ ; Cl: 621,81 mg L ⁻¹ ; Bo: 0,45 mg L ⁻¹ ; Ca: 131,82 mg L ⁻¹ ; Co: 0,03 mg L ⁻¹ ; Cu 0,58 mg L ⁻¹ ; S: 40,35 g L ⁻¹ ; Ferro: 9,05 mg L ⁻¹ ; Mg: 33,83 mg L ⁻¹ ; Mn:	Aporte nutricional em solo: 180-540 m ³ ha ⁻¹ ; C (61,7 - 185,1) mg L ⁻¹ ; N (143,9 - 431,7) mg L ⁻¹ ; P: 9,1 - 27,2 mg L ⁻¹ ; K: 105,2 - 315,6 mg L ⁻¹ ; Na: 27,3 - 81,9 mg L ⁻¹ ; Cl: 112 - 336 mg L ⁻¹ ; Ca: 23,7 - 71,2 mg L ⁻¹ ; S: (7,3/14,5/21,8) mg L ⁻¹ ; Mg: (6,1/12,2/18,3) mg L ⁻¹ ; Fe: (1,6/3,3/4,9) mg L ⁻¹ ; Si: (1,9 - 5,6) mg L ⁻¹ ; Zn: (1,3 - 3,8) mg L ⁻¹ ; B: (81 - 243) mg L ⁻¹ ; Co: (5 - 16) mg L ⁻¹ ; Cu: (104 - 313) mg L ⁻¹ ; Mn:	Redução da relação C/N: Sim; Controle de microrganismos patogênicos: Sim; Perda relativa de (N) por volatilização (28% do N aplicado) foi observada na dose mais baixa (60 m ³ ha ⁻¹)	Silva (2019)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
			1,73 mg L ⁻¹ ; Mo: 0,02 mg L ⁻¹ ; Ni: 0,01 mg L ⁻¹ ; Si: 10,38 mg L ⁻¹ ; Zn: 7,12 mg L ⁻¹	(311/623/934) mg L ⁻¹ ; Mo: (4 - 11) mg L ⁻¹ ; Ni: (2 - 5) mg L ⁻¹		
Codigestão Anaeróbia (CoDA) de Dejeito Suíno e Resíduo Alimentar (Com Agitação)	Escala laboratorial (ou de bancada)	(T); pH; (ST); (SF); (SV); Acidez Volátil (AV); DQO e composição do gás	DQO: 75,3 g O ₂ L ⁻¹ (1° TRH) - 99,9 g O ₂ L ⁻¹ (2° TRH); SV: 62,6 g L ⁻¹ (1° TRH) e 94,9 g L ⁻¹ (2° TRH); AV: 944 mg CH ₃ COOH L ⁻¹ e 1.094 mg CH ₃ COOH L ⁻¹	DQO: (com agitação 22,9 a 63,6 g O ₂ L ⁻¹ 1° - 120,4 g O ₂ L ⁻¹ 2° TRH); DQO: (sem agitação 31,8 a 57,3 g O ₂ L ⁻¹ (1° TRH) e 128,5 g O ₂ L ⁻¹ 2°TRH) SV: 5 e 35 g L ⁻¹ ; (AL): 4.000 mg CaCO ₃ L ⁻¹	Estabilidade Inicial: no primeiro TDH, ambos os reatores apresentaram boa remoção de SV (77,8% com agitação e 76,3% sem agitação). Queda de Eficiência: no segundo TDH, a remoção caiu para 58,7% no reator com agitação e 71,9% no sem agitação. Evidência de sedimentação, não degradação	Mantovan, Zanatti, Burin (2021)
Reator de biofilme de leite móvel anaeróbio (AnMBBR)	Escala laboratorial	DQO total; (SST); pH; taxa de carga volumétrica (TCV); (NT); (FT); (AGV); nitrogênio amoniacal;	DQO: 2.015 - 6.373 mg O ₂ L ⁻¹ ; SST: 1.381 - 2.507 mg L ⁻¹ ; carboidratos: 117 - 770 mg L ⁻¹ ; proteínas: 970 - 1.897 mg L ⁻¹ ; lipídios: 0,7 - 15,4 mg L ⁻¹ ; acetato: 16 - 409 mg L ⁻¹ ; propionato: 8,4 - 184,7 mg L ⁻¹ ; butirato: 0,0 - 96,0 mg L ⁻¹ ; NT: 255 - 663 mg L ⁻¹ ; PT: 38 -117 mg L ⁻¹ ; pH: 7,12 - 7,53 (neutro); Taxa de carregamento volumétrico (TCV): 4,1 a 12,2 kg m ⁻³ d ⁻¹	DQOt: 615 - 3.060 mg O ₂ L ⁻¹ ; SST: 436 - 1.140 mg L ⁻¹ ; proteínas: ~635 mg L ⁻¹ ; lipídios: ~2.6 mg L ⁻¹ ; NH ₃ - N: ~325 mg L ⁻¹ (alta concentração) AGV (méd.): acetato: 15.3 mg L ⁻¹ ; propionato: 11.2 mg L ⁻¹ ; butirato: 4.6 mg L ⁻¹	Remoção de DQO total (média): 60%; eficiência de conversão de metano: ~54%; remoção de carboidratos (média): 71%; nitrogênio amoniacal: Não foi significativamente degradado em condições anaeróbias	Ngo <i>et al.</i> (2021)
Codigestão Anaeróbia (CoDA) (Dejeito Suíno + Dejeito de Galinha Poedeira)	Escala laboratorial	pH; DQO; ST; SV; NTK; NH ₃ -N; PT	P3 (75% LHW/ 25% SW); pH: 7,67; DQO: 86,02 g L ⁻¹ ; NTK: 41,84; NH ₃ -N: 3,87 g L ⁻¹	P3 (75% LHW / 25% SW) 36 °C; pH: 7,91; DQO: 28,82 g O ₂ L ⁻¹ ; PT: 33,06 g kg ⁻¹ ; NH ₃ -N: 5,17 g L ⁻¹	Eficiência máxima de remoção de DQO: 66,50% para a mistura P3 em condição mesofílica a 36 °C; Sólidos Voláteis (VS): 55.37%; maior valor de produção de biogás foi observado em P3 a 36 °C (42,9 L acumulados)	Pereira <i>et al.</i> (2023)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
Digestão Anaeróbia (DAN) de água de processo em reator UASB	Escala Laboratorial	DQO; pH; ST; SF; SV; NH ₃ -N; PT; COV; AGV; NTK; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; PT; C/N; Produção de (CH ₄)	DQO: 67,2 g O ₂ L ⁻¹ ; pH; 7,9; ST; 57,9 g L ⁻¹ ; SV; 41,2 g L ⁻¹ ; NH ₃ -N. NT: 2,9 g L ⁻¹ ; NO ₃ ⁻ ; 11,2 mg L ⁻¹ ; NO ₂ ⁻ : 1.7 mg L ⁻¹ ; PT; 30,3; Razão C/N: 0,7 COT; 3,7 g L ⁻¹ ; AGV: 1.0 g L ⁻¹ ; NTK: 3,9 g L ⁻¹ ; alcalinidade: >2000 mg.CaCO ₃ .L ⁻¹	UASB: DQO: 2,2 g O ₂ L ⁻¹ fase final; P: 17,6 mg L ⁻¹ ; NH ₃ -N. NT: 0,94 g L ⁻¹ ; Cromo: 85 mg L ⁻¹ , Cádmio: 34 mg L ⁻¹ , Níquel: 10 mg L ⁻¹ e Chumbo: 8 mg L ⁻¹	DQOsolúvel: 14%; Baixa produção de metano (1,3 L d ⁻¹), recuperação apenas 2,2 MJ Kg ⁻¹ de resíduo no UASB, Isso representa apenas 13,9% da energia total	Ipiates <i>et al.</i> (2024)
Avaliação de Carga Orgânica (Afluente Bruto)	Escala Real (UPL e Terminação)	pH; DQO; Densidade; volume diário	DQO (média): 59.771,88 mg O ₂ L ⁻¹ e maior densidade (média): (1020,5 kg/m ³); pH (médio): entre 6,05 a 8,25; Volume Diário (m3): creche (41,42), gestação (72,29), maternidade (41,30), terminação (68,83)	N/A	Não apresenta eficiência de remoção (porcentagem de redução) para DQO ou outros parâmetros físico-químicos no efluente final	Soares <i>et al.</i> (2024)
Protótipo de Biodigestor em pequena escala	Escala Laboratorial	pH; ST; SF; SV; AGV; relação C/N; volume de biogás produzido; concentração de metano	pH: 6.86 ± 0.30; AGV: 58.32 ± 0.82 mg Hac L ⁻¹ ; relação C/N: 13.28 ± 2.13 mg L ⁻¹	pH: 7.20 ± 0.40; AGV: 32.05 ± 0.96 mg Hac L ⁻¹	Volume de Biogás: 1.56 ± 0.65 L d ⁻¹ ; Concentração de metano: 65 ± 0.05 %; SV: Redução de 15%	Praciano <i>et al.</i> (2025)

Fonte: Elaboração própria (2026).

Nota: pH- Potencial hidrogeniônico; ST - sólidos totais; SV - sólidos voláteis; SST - sólidos suspensos totais; DQO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; NTK - nitrogênio kjeldhal total; (NH₃ - N) - nitrogênio amoniacal; AGVs - ácidos graxos voláteis; CE - condutividade elétrica; TRH - tempo de retenção hidráulica; CT- coliformes totais; CTt coliformes termotolerantes; ABR - reator anaeróbio compartimentado; N/A – não disponível; PCS - poder calorífico superior; TC P - taxa de carregamento de fósforo; COV- carga orgânica volumétrica; PT- fósforo total; NMP - número mais provável; PCS - poder calorífico superior; relação carbono/nitrogênio RC/N ; COT - carbono orgânico total; (NO₃⁻) - nitrato; RAS - razão de adsorção de sódio; FDN- fibra em detergente neutro; FDA - fibra em detergente ácido; DGP - dejetos de galinha poedeira; DS - dejetos de suíno; sobrec: sobrecarga. NAT - nitrogênio amoniacal total; NAL - nitrogênio amoniacal livre; PT - fósforo total; NT - nitrogênio total; DBO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; LN d⁻¹ - Litros Normais por dia.

ANEXO B

Quadro 12: Caracterização analítica e desempenho das tecnologias de polimento avançado e tratamentos complementares das pesquisas avaliadas.

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações (mg/L)		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
Pós-tratamento Wetlands Construídas (WCFV com capim Tifton 85 em série com WCFH-S1 com taboa (etapa 1). WCFH-S2 - sistemas fluxo subsuperficial horizontal, com capim Tifton 85 (etapa 2)	Escala laboratorial/ experimental	(CT); (CTt); SAR de DQO; (Q)	Não disponível em mg/L para DQO/P/N. CT/CTt variável, manejo da suinocultura. Variável 1 entre as fases e etapas, VFCWS (Etapa 1) 763 a 1.032 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ ; HFCWS1 (Etapa 1) 294 a 397 kg ha ⁻¹ d ⁻¹ ; HFCWS2 (Etapa 2) 850 a 6.335 kg ha ⁻¹ d ⁻¹	Não disponível em mg L ⁻¹ para DQO/P/N. CT/CTt: Concentrações no efluente aumentaram com o aumento da carga orgânica e redução do TDH, e permaneceram altas, restringindo o reúso para fertirrigação. Mesmo após tratamento, o efluente de coliformes permanecia acima das recomendações da OMS para reúso em algumas culturas.	Remoção de Coliformes Totais (CT): Associação WCFV + WCFH: 96,4 a 99,0% (equivalente a 1,2 a 2 unidades log de remoção). (WCFV), mais eficiente que WCFH) na remoção de coliformes termotolerantes (CTt): Associação WCFVS + WCFHS: 94,2 a 97,6% ; menores remoções nas fases com temperaturas mais baixas.	Amorim <i>et al.</i> (2019)
Sistema modificado Ludzack-Ettinger (MLE): composto por dois reatores sequenciais – um pré-desnitrificante (anóxico) e um nitrificante (aeróbio) – com recirculação de licor misto nitrificado e sólidos sedimentados.	Escala laboratorial	(NT); (COT); NH ₃ ⁻ (amônia); NO ₃ ⁻ e NO ₂ ⁻ ; pH; (O); (T); taxas de carga de nitrogênio (NLR) e orgânica (LTOC)	NH ₃ : 1.050 mg L ⁻¹ (Lote 1), 1.360 mg L ⁻¹ (Lote 2); LTOC (taxa de carga orgânica): média 1,26 ± 0,32 g TOC L ⁻¹ d ⁻¹ . LTOC (taxa de carga orgânica máxima): 2,15 g TOC L ⁻¹ d ⁻¹ . NLR (taxa de carga de nitrogênio máxima): 0,56 g TN L ⁻¹ d ⁻¹ .	NH ₃ ⁻ : 1,9 mg L ⁻¹ ; NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ : 161,2 mg L ⁻¹ ; COT: 144,7 mg L ⁻¹	Remoção de nitrogênio total (TN): 90,7% (eficiência geral) - Até 89% com TDH de 3,5 dias; remoção de (COT) em 96,1% (eficiência geral) – mais de 90% com TDH de 3,5 dias; remoção de NH ₃ -N (nitrificação): >95%; remoção por desnitrificação - manteve-se em 93,7% mesmo com baixo TDH.	Bortoli <i>et al.</i> (2019)
Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF), seguido de Wetlands construídos de	Escala piloto/ fazenda experimental	T; pH; CE; OD; STD; SST; cor; turbidez; DBO; DQO; (nitrito,	O estudo não apresentou as concentrações dos parâmetros avaliados no afluente do sistema RAHLF	No RAHLF - T (media): 26,4 °C; pH: 6,9 a 7,2; Turbidez: pouco >120 unt; OD: <1 mg O ₂ L ⁻¹	Mediana de 10 dias Wetlands WCPP (<i>P. parviflora</i>): DBOs: 79%-88% DQO: 90%-92%; P:	Ito <i>et al.</i> (2019)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações (mg/L)		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
Fluxo Vertical (WCHP e WCPP e WCNV não vegetada)		nitrito e nitrogênio total); P; sulfato	e das (WCs), e tais dados não foram explicitamente detalhados na metodologia ou nos resultados do trabalho	Nos WCs, - pH: 6,76 a 7,315. As concentrações para os demais parâmetros do efluente para (WCs) não são detalhadas no corpo do texto fornecido	93%; NO ₂ ⁻ : 98%; NO ₃ ⁻ : 93%; NT: 82%-86%; cor: 76%-9%; Turbidez: 71%-73%. WCHP (<i>H. pisittacorum</i>) DBO5: 74%-79%; DQO: 88%-91%; PT: 84%-88%; NT: 45%-54%; Turbidez: 73%; Cor: 75-76%; WCNV (Não Vegetado): DBO5: 74%; DQO: 81%; Turbidez: 72%; NT: 60%; PT: 31%; Cor: 77%	
Sistemas Alagados Construídos (SAC) de escoamento subsuperficial horizontal	Escala piloto/casa de vegetação	pH; SST; P; TC P	pH: 7.68 ± 0.33 SST: 953 ± 803 mg L ⁻¹ Fósforo (P): 161 ± 119 mg L ⁻¹	pH: 7.79 a 7.92 (dependendo do SAC) SST: 46 a 58 mg L ⁻¹ (dependendo do SAC) Fósforo (P): 34 a 50 mg L ⁻¹ (dependendo do SAC)	Remoção de Fósforo: 65% a 78% (considerado satisfatório, pois a remoção de P é geralmente baixa nestes sistemas) Remoção de SST: 84% a 90% (dependendo do SAC)	Fia <i>et al.</i> (2020)
Eletrocoagulação-Flotação (ECF), utilizando um reator eletroquímico de para efluente bruto da linha vermelha de frigorífico de suínos	Escala laboratorial	Turbidez, Cor, DQO, DBOs, Fósforo, Nitrogênio, Óleos e Graxas, pH, Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio proteico, Nitrogênio não proteico, Nitrogênio total, Proteína bruta, Matéria orgânica total, Sólidos totais, Lipídios, Alumínio	Nitrogênio proteico: 116,7 ± 3,6 mg L ⁻¹ ; Nitrogênio não proteico: 10,2 ± 1,2 mg L ⁻¹ ; Nitrogênio total: 126,9 ± 6,4 mg L ⁻¹ ; Proteína bruta: 787,5 ± 12,6 mg L ⁻¹ ; Matéria orgânica total: 2440 ± 86 mg L ⁻¹ ; Sólidos totais: 1114,6 ± 48,2 mg L ⁻¹ ; Lipídios: 64,7 ± 16 mg L ⁻¹ ; Fósforo: 38,3 ± 2,8 mg L ⁻¹ ; pH: 7,4 ± 0,2; Cor: 233 ± 14 Hz; Turbidez: 122 ± 6,5 FAU; DQO: 2240 ± 52 mg L ⁻¹ ; DBOs: 600 ± 24 mg L ⁻¹	Efluente tratado por ECF (corrente de 3 A): pH: 9,8 ± 0,5 (Legislação: 5 a 9) Cor: 12,3 ± 2,1 Hz Turbidez: 3,6 ± 1,2 FAU DQO: 245,8 ± 8,4 mg L ⁻¹ DBOs: 64,3 ± 7 mg L ⁻¹ Alumínio residual: 9,8 mg L ⁻¹	DQO: 89%; DBO: 90%; Turbidez: 97%; Cor: 94%; Fósforo: 88,5%; Nitrogênio: 88%; Óleos e Graxas: 58%	João <i>et al.</i> (2020)
Filtro orgânico" utilizando engaço de	Escala laboratorial/bancada experimental	ST; Turbidez; Cor; NT; FT	ST; 120,2 mg L ⁻¹ Turbidez; 147,0 NTU; Cor; 645,0 mg	(ST); Aumentou em relação ao afluente, pois o engaço de bananeira não	(ST): Não houve remoção (houve aumento); Turbidez: 10–50%; Cor:	Nandorf <i>et al.</i> (2021)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações (mg/L)		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
bananeira para tratamento de ARS			Pt L ⁻¹ ; NT; 396,7 mg L ⁻¹ ; FT: 16,3 mg L ⁻¹	removeu os sólidos totais. Turbidez; 132,3 NTU a 73,5; Cor: aumentou em relação ao afluente, pois o engarrafamento de bananeira não removeu a cor; (NT): ~ 119,01 mg L ⁻¹ (FT): ~ 6,11 mg L ⁻¹	Não houve remoção (houve aumento): (NT): 67% (médio), 70% (médio); FT): 62% (médio), 62,5% (médio)	
Tratamento de digestato (digestão anaeróbia) Combinação de pré-tratamento anaeróbio (decantadores e reator UASB) e remoção de nitrogênio via processo NITRAMMOX®	Escala laboratorial	Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃); carbono orgânico total (COT); nitrito (NO ₂ ⁻); nitrato (N-NO ₃ ⁻); alcalinidade; sólidos (ST, SSV); fósforo (P), cálcio (Ca)	T: 28 ± 5 °C); ST: 20,16 ± 1,73 g kg ⁻¹ ; SF: 11,56±1,30 g kg ⁻¹ ; SV: 8,60±0,43 g kg ⁻¹ Digestato suinícola pós-DAN: N-NH ₃ : 1000 - 2500 mg L ⁻¹ ; COT: até 3300 mg L ⁻¹ . Para o reator NITRAMMOX®: NH ₃ e NO ₂ ⁻ até 500 mg L ⁻¹ de cada. COT idealmente < 100 mg L ⁻¹	COT (efluente final do sistema UASB/decantadores): 160 a 756 mg COT L ⁻¹ (média de 351 ± 62 mg L ⁻¹)	Remoção de COT (pré-tratamento anaeróbio): 65%. Em ensaios em batelada, >80%. Sistema UASB/decantadores remove 82,40 ± 8,64%. Remoção de nitrogênio NITRAMMOX®: 80% (quando estável). Remoção predominantemente por anammox, complementada por bactérias heterotróficas. NT (nitrogênio total) no sistema UASB: variação global média de 24 ± 7%	Venturin (2022)
Filtro de Evapotranspiração (TEVAP)	Escala piloto/experimental	pH; DQO; nitrogênio amoniacal (NA); cloretos; sólidos dissolvidos totais (SDT); temperatura; alcalinidade; condutividade elétrica; dureza total; coliformes termotolerantes; oxigênio dissolvido (OD); sólidos suspensos (SS); sólidos suspensos totais (SST)	Coliformes Termotolerantes: 150 x 10 ³ ; OD: baixo; Alta carga orgânica; SS, MO, P, N	pH: Não alterado (neutro); OD: aumento de 2 mg.L ⁻¹ ; 3,7 mg L ⁻¹ ; Coliformes termotolerantes: 11 x 10 ⁻³ coliformes fecais/100mL	DQO: 40% - 98% (efluente tratado e final (10 e 40 dias) SS: 73% - 98% (efluente tratado e final (10 e 40 dias); SST: 60% - 42% (efluente tratado e final (10 e 40 dias); SDT: 48% - 42% (efluente tratado e final (10 e 40 dias); NA, cloretos, dureza total e coliformes termotolerantes: redução significativa	Vilar <i>et al.</i> (2019)

Tipo de tratamento	Escala de tratamento	Parâmetro	Concentrações (mg/L)		Eficiências (%)	Referência
			Afluente	Efluente		
Reatores em batelada sequenciais (SBRs) em: SBR Anóxico/Óxico (A/O) e SBR ANAMMOX	Escala laboratorial	DQO; (NT); N-NH ₄ ⁺ (PT); taxas de remoção de nitrogênio (TRN); concentração de amônia; concentração de nitrito; e comunidades microbianas (A/OB, NOB desnitrificadores; microrganismos ANAMMOX)	DBO: 2 – 30 g L ⁻¹ ; N-NH ₄ ⁺ : 110 – 1.650 mg L ⁻¹ ; NT: 200 – 2.055 mg L ⁻¹ ; P: 100 – 620 mg L ⁻¹ ;	NRR de 0,26 kg m ⁻³ dia ⁻¹ (ANAMMOX);	O A/O SBR: remoção de NT: 0,054 kg m ⁻³ dia ⁻¹ ; O Anammox SBR: remoção de NT: 0,26 kg m ⁻³ dia ⁻¹ ; nitrificação parcial no SBR A/O: 97% da amônia convertida em nitrito por nitrificação parcial; remoção de nitrito no SBR anammox, >78,2% via reação ANAMMOX. O processo de nitrificação parcial/ANAMMOX foi 3,3 vezes mais eficiente (tempo de reação) do que o processo A/O tratando a mesma quantidade de amônia	Wu <i>et al.</i> (2025)

Fonte: Elaboração própria (2026).

Nota: pH- Potencial hidrogeniônico; NT- Nitrogênio total; ST - sólidos totais; SV - sólidos voláteis; SST - sólidos suspensos totais; DQO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; NTK - nitrogênio kjeldhal total; (NH₃ - N) - nitrogênio amoniacal; AGVs - ácidos graxos voláteis; CE - condutividade elétrica; TRH - tempo de retenção hidráulica; CT- coliformes totais; CTt coliformes termotolerantes; ABR - reator anaeróbio compartimentado; N/A – não disponível; PCS - poder calorífico superior; TCP - taxa de carregamento de fósforo; COV- carga orgânica volumétrica; PT- fósforo total; NMP - número mais provável; PCS - poder calorífico superior; relação carbono/nitrogênio RCN - C/N; COT - carbono orgânico total; (NO₃⁻) - nitrato; (NO₂⁻) - Nitrito; RAS - razão de adsorção de sódio; FDN- fibra em detergente neutro; DS - dejetos de suíno.