UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
***CAMPUS* CASCAVEL**
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA – PGEAGRI

VICTOR VAZ

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA E DA VIABILIDADE ECONÔMICA DE DIFERENTES CENÁRIOS DE MANEJO DE DIGESTATOS DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Cascavel – Paraná
2026

VICTOR VAZ

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA E DA VIABILIDADE ECONÔMICA DE DIFERENTES CENÁRIOS DE MANEJO DE DIGESTATOS DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) – *campus* Cascavel, em comprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola.

Orientadora: Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes

Coorientador: Prof. Dr. Airton Kunz

Cascavel – Paraná

2026

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Vaz, Victor
ANÁLISE DO CICLO DE VIDA E DA VIABILIDADE ECONÔMICA DE DIFERENTES CENÁRIOS DE MANEJO DE DIGESTATOS DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA / Victor Vaz; orientadora Simone Damasceno Gomes; coorientador Airton Kunz. -- Cascavel, 2026.
224 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2026.

1. Recuperação de nutrientes. 2. Análise de incerteza. 3. Economia circular. 4. Digestão anaeróbia. I. Damasceno Gomes, Simone, orient. II. Kunz, Airton, coorient. III. Título.

unioeste
Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Reitoria
CNPJ 78.680.337/0001-84
Rua Universitária, 1619, Jardim Universitário
Tel.: (45) 3220-3000 - www.unioeste.br
CEP: 85819-110 - Cx. P.: 701
Cascavel - PARANÁ

PARANÁ
GOVERNO DO ESTADO

VICTOR VAZ

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA E DA VIABILIDADE ECONÔMICA DE DIFERENTES CENÁRIOS DE MANEJO DE DIGESTATOS DE EFLUENTES DA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a) - Simone Damasceno Gomes

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Documento assinado digitalmente
gov.br MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONCA COSTA
Data: 30/04/2026 13:57:35-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Documento assinado digitalmente
gov.br KARINA GUEDES CUBAS DO AMARAL
Data: 28/04/2026 19:47:54-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Karina Guedes Cubas do Amaral

Univer[illegible]R)

Documento assinado digitalmente
gov.br CAMILA ESTER HOLLAS
Data: 19/05/2026 08:02:00-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Camila Ester Hollas

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UFPR)

Documento assinado digitalmente
gov.br THIAGO EDWIGES
Data: 06/05/2026 12:01:46-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Thiago Edwiges

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

BIOGRAFIA

Victor Vaz, nascido em 26 de dezembro de 1996, em Ipameri, Goiás, possui graduação em licenciatura em Física pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Ao longo da graduação, participou de atividades de ensino, pesquisa e extensão, desenvolvendo experiências relacionadas ao ensino de Ciências e Física, além do uso de metodologias educacionais voltadas ao aprimoramento do processo de aprendizagem.

Possui mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste), na área de biocombustíveis e sistemas energéticos aplicados ao meio rural, com ênfase na aplicação da termoeconomia para avaliação da viabilidade de sistemas com reatores anaeróbios.

Durante sua trajetória acadêmica, realizou estágio na Embrapa Suínos e Aves, atuando em estudos relacionados aos sistemas de produção e ao aproveitamento de resíduos agropecuários, contribuindo para o desenvolvimento de soluções voltadas ao manejo e valorização de efluentes da suinocultura.

Participou de projetos de pesquisa e extensão relacionados à produção de hidrogênio verde a partir de águas residuárias agroindustriais, bem como no desenvolvimento de tecnologias voltadas ao monitoramento do status nutricional de plantas e inovação tecnológica aplicada ao setor agrícola.

Dedico este trabalho à minha família, pelo apoio, pelo incentivo e pela compreensão.

Aos professores e aos orientadores, pelos ensinamentos compartilhados.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta conquista.

AGRADECIMENTOS

À minha família e aos meus amigos, pelo apoio incondicional, compreensão e incentivo em todos os momentos, especialmente durante os períodos mais desafiadores desta trajetória acadêmica. A presença e o encorajamento de vocês foram fundamentais para que este trabalho fosse concluído.

Aos meus orientadores, pela confiança depositada, pela orientação segura, pela dedicação e pelos ensinamentos transmitidos ao longo do desenvolvimento desta tese. Agradeço pelas contribuições científicas, pela disponibilidade em compartilhar conhecimento e pela condução responsável deste processo formativo.

Aos grupos de pesquisa da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste) e da Embrapa Suínos e Aves, pelo suporte técnico-científico, pelas discussões enriquecedoras e pela colaboração institucional que contribuíram significativamente para a realização deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos, fundamental para a viabilização desta pesquisa e para a minha formação acadêmica.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta tese, meus sinceros agradecimentos

RESUMO

Vaz, Victor. **Análise do ciclo de vida e da viabilidade econômica de diferentes cenários de manejo de digestatos de efluentes da suinocultura**. Orientadora: Simone Damasceno Gomes; Coorientador: Airton Kunz. 2026. 224f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2026.

Diante do cenário de insuficiência da produção nacional de fertilizantes minerais, os biofertilizantes estabilizados por digestão anaeróbia emergem como alternativa estratégica para a fertilização de solos brasileiros, bem como para a redução da dependência de insumos importados. No entanto, este potencial permanece limitado devido a desafios associados a logística e viabilidade de tratamento, transporte e distribuição. Nesse contexto, realiza-se uma análise a respeito dos aspectos econômicos e ambientais de distintos arranjos de plantas de biogás integradas a tecnologias de valorização do digestato de efluentes da suinocultura, incluindo fertirrigação, secagem, precipitação química, remoção de nitrogênio e recuperação de amônia por *air stripping*. Como objetivo, identifica-se tecnologias capazes de agregar valor aos subprodutos do reator anaeróbio, minimizando custos e impactos ambientais. Dessa forma, avalia-se os impactos usando a avaliação do ciclo de vida, enquanto a avaliação econômica é determinada com base em indicadores como valor presente líquido, taxa interna de retorno, período de retorno e retorno sobre o investimento. Os resultados demonstram que o modelo de gestão de digestato analisado constitui um elemento central para a viabilidade ambiental e econômica das plantas de biometano, sendo o nitrogênio o principal fator determinante tanto para desempenho ambiental quanto para viabilidade econômica. Do ponto de vista ambiental, constata-se que cenários baseados em recuperação avançada de nutrientes reduziram significativamente as principais categorias de impacto. A precipitação de estruvita resultou em reduções de 6,69 kg CO_2 eq, em aquecimento global, e 0,003 kg P eq, em perdas de fósforo, enquanto a recuperação de amônia por *air stripping* apresentou reduções mais expressivas, alcançando 17,18 kg CO_2 eq, em aquecimento global, e 496,4 kg 1,4-DCB eq, em ecotoxicidade terrestre. Já do ponto de vista econômico, observa-se que a internalização dos custos logísticos inviabilizou o cenário base de fertirrigação direta, a qual apresentou VPL médio de –3,22 milhões USD, TIR média de –1% e 99,9% de probabilidade de inexistência de *payback*, sendo os custos de transporte do digestato responsáveis por aproximadamente 86 ± 4% dos custos anuais. Em contraste, o cenário baseado na produção de fertilizante organomineral apresentou o melhor desempenho econômico, com VPL médio de 3,09 milhões USD e TIR média de 53%, enquanto os cenários ambientalmente superiores apresentaram menor atratividade econômica. Evidencia-se, portanto, um contraste estrutural entre desempenho ambiental e competitividade econômica.

Palavras-Chave: Recuperação de nutrientes; Análise de incerteza; Economia circular; Digestão anaeróbia; Planta de biogás.

ABSTRACT

Vaz, Victor. **Life cycle assessment and economic viability of different swine effluent digestate management scenarios**. Advisor: Simone Damasceno Gomes; Co-advisor: Airton Kunz. 2026. p.224, Thesis (Doctorate in Agricultural Engineering) – Western Paraná State University, Cascavel – Paraná, 2026.

Given the scenario of insufficient domestic production of mineral fertilizers, biofertilizers stabilized through anaerobic digestion emerge as a strategic alternative for fertilizing Brazilian soils, as well as for reducing dependence on imported inputs. However, this potential remains limited due to challenges associated with the logistics and viability of treatment, transport, and distribution. In this context, an analysis is conducted regarding the economic and environmental aspects of different arrangements of biogas plants integrated with technologies for the valorization of swine effluent digestate, including fertigation, drying, chemical precipitation, nitrogen removal, and ammonia recovery via air stripping. The objective is to identify technologies capable of adding value to the anaerobic reactor by-products, minimizing costs and environmental impacts. Thus, the impacts are evaluated using life cycle assessment, while the economic evaluation is determined based on indicators such as net present value (NPV), internal rate of return (IRR), payback period, and return on investment (ROI). The results demonstrate that the analyzed digestate management model constitutes a central element for the environmental and economic viability of biomethane plants, with nitrogen being the main determining factor for both environmental performance and economic viability. From an environmental perspective, scenarios based on advanced nutrient recovery significantly reduced the main impact categories. Struvite precipitation resulted in reductions of 6.69 kg CO_2 eq in global warming and 0.003 kg P eq in phosphorus losses, while ammonia recovery via air stripping presented more substantial reductions, reaching 17.18 kg CO_2 eq in global warming and 496.4 kg 1,4-DCB eq in terrestrial ecotoxicity. From an economic perspective, the internalization of logistics costs made the baseline scenario of direct fertigation unfeasible, which presented an average NPV of –3.22 million USD, an average IRR of –1%, and a 99.9% probability of no payback, with digestate transport costs accounting for approximately 86.4% of the annual costs. In contrast, the scenario based on the production of organomineral fertilizer presented the best economic performance, with an average NPV of 3.09 million USD and an average IRR of 53%, whereas the environmentally superior scenarios presented lower economic attractiveness. Therefore, a structural trade-off between environmental performance and economic competitiveness is evident.

Keywords: Nutrient recovery; Uncertainty analysis; Circular economy; Anaerobic digestion; Biogas plant.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estimativa da quantidade anual de NPK presentes nos resíduos da pecuária brasileira. 22
Tabela 2. Potencial de economia do uso de nutrientes minerais considerando-se os resíduos do setor pecuário brasileiro. 23

ARTIGO 1

Tabela 3. Inventários do ciclo de vida de insumos e produtos úteis dos diferentes cenários (balanços de massa por m³ de digestato). 64
Tabela 4. Inventários do ciclo de vida das emissões para ar, água e solo para os diferentes cenários (balanços de massa por m³ de digestato). 65

ARTIGO 2

Tabela 5.Composição físico-química do dejeto suíno e do digestato nos sistemas BLC e CSTR do SISTRATES®..... 142
Tabela 6. Inventários do ciclo de vida dos diferentes cenários.**Erro! Indicador não definido.**
Tabela 7. Valores de mercado e parâmetros de incerteza dos insumos e produtos considerados na análise econômica. 155
Tabela 8. Inventário de custos de capital (CAPEX), custos operacionais (OPEX), custo de transporte e parâmetros de distribuição estatística dos componentes tecnológicos avaliados. 156
Tabela 9. Métricas de viabilidade econômica dos cenários avaliados, obtidas por simulação de Monte Carlo. 169

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Processos disponíveis para valorização do digestato. 27

ARTIGO 1

Figura 2. Representação esquemática dos cenários do bloco da fração sólida (FS). S1.1.s – Fertirrigação com diesel; S1.2.s – Fertirrigação com biogás –; S2.s – Secagem –; S3.s – Precipitação de fosfato de cálcio –; S4.s – Precipitação de estruvita –; S5.s – Compostagem 58
Figura 3. Representação esquemática dos cenários do bloco da fração sólida (FS). S1.1.s – Fertirrigação com diesel –; S1.2.s – Fertirrigação com biogás –; S2.s – Secagem –; S3.s – Precipitação de fosfato de cálcio –; S4.s – Precipitação de estruvita –; S5.s – Compostagem. 59
Figura 4. Impactos ambientais normalizados de cenários de valorização da fração sólida do digestato. As letras indicam diferenças significativas entre cenários pelo Teste de Tukey (p <0.05), aplicado aos valores brutos. O consumo de água foi omitido devido à alta incerteza, que excedeu os limites do gráfico.....69
Figura 5. Contribuição de diferentes processos para os impactos ambientais da valorização da fração sólida do digestato durante o ciclo de vida de 1m³ de digestato. 70
Figura 6. Impactos ambientais normalizados de cenários de valorização da fração líquida do digestato. As letras indicam diferenças significativas entre cenários pelo teste de Tukey (p <0,05), aplicado aos valores brutos. O consumo de água foi omitido devido à alta incerteza, que excedeu os limites do gráfico.....80
Figura 7. Contribuição de diferentes processos para os impactos ambientais da valorização da fração líquida do digestato durante o ciclo de vida de 1m³ de digestato. 81

ARTIGO 2

Figura 8. Representação esquemática dos cenários integrados de valorização de resíduos suínos. A) Cenário linha base (BLS) com biodigestor tipo lagoa coberta (BLC) e aplicação direta do digestato com deságio econômico total do seu valor fertilizante. B) Cenário linha base complementar (BLS.1), com deságio econômico total do digestato, sem atribuir os custos de transporte e aplicação agrícola à planta de

biometano. C) Cenário 1 (S1) com produção de fertilizante organomineral a partir da fração sólida do dejeto suíno, associada à digestão anaeróbia e à recuperação de fósforo integrada ao módulo N na fração líquida. D) Cenário 2.1 (S2.1) com recuperação de fósforo por precipitação de estruvita do digestato integrada a remoção de amônia pelo módulo N. E) Cenário 2.2 (S2.2) com recuperação de fósforo por precipitação de fosfato de cálcio do digestato integrada a remoção de amônia pelo módulo N. F) Cenário 3 (S3) com recuperação integrada de fósforo e nitrogênio por precipitação de fosfato de cálcio e recuperação de amônia via stripping, associada à digestão anaeróbia. 143
Figura 9. Comparação estatística ($p < 0,05$) e análise de contribuição dos processos nas categorias de impacto avaliadas. 161

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 14
2 OBJETIVOS 18
2.1 OBJETIVO GERAL 18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 18
3 HIPÓTESES 19
4. REVISÃO DE LITERATURA 20
4.1 DESAFIOS DO SETOR DE FERTILIZANTES NO BRASIL 20
4.2 POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE RESÍDUOS DO SETOR PECUÁRIO BRASILEIRO 22
4.3 Percepção de valor do digestato bruto 24
4.4 Tecnologias de valorização do digestato 26
4.4.1 Tratamento da fração sólida 29
4.4.2 Tratamento da fração líquida 33
4.5 Avaliação econômica e ambiental 36
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 40
6 ARTIGO 1 – AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA ABORDANDO O GERENCIAMENTO DO DIGESTATO SUINÍCOLA DAS ROTAS SÓLIDAS E LÍQUIDAS 53
6.1 ntrodução 53
6.2 Material e métodos 56
6.2.1 Avaliação do ciclo de vida 56
6.2.2 Definição de objetivo, unidade funcional e escopo 56
6.2.3 Descrição dos cenários 58
6.2.4 Inventário do ciclo de vida 63
6.2.5 Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) 67
6.2.6 Análise de incerteza 68
6.3 Resultados e discussões 69
6.3.1 Desempenho ambiental do bloco da fração sólida 69
6.3.2 Precipitação de estruvita (S4.s) 71
6.3.3 Secagem (S2.s) e precipitação de fosfato de cálcio (S3.s) 73
6.3.4 Fertirrigação (S1.1.s e S1.2.s) 76
6.3.5 Compostagem (S5.s) 79

6.3.6 Desempenho ambiental do bloco da fração líquida 80
6.3.7 Precipitação de fosfato de cálcio com módulo N (S2.l) 81
6.3.8 Remoção de amônia por *air* stripping (S3.le S4.l) 84
Fertirrigação (S1.l)..... 87
6.3.9 Comparação integrada e implicações críticas..... 88
6.4 Conclusões.....90
6.5 Referências 91
6.6 MATERIAL SUPLEMENTAR.....99
6.6.1 Fonte e características do digestato 99
6.6.2 Etapas de separação sólido-líquido 100
6.6.3 Métodos de cálculo do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)..... 102
6.6.4 Entradas 102
6.6.5 Produtos..... 106
6.6.6 Emissões para a atmosfera 107
6.6.7 Emissões para a água e o solo 110
6.6.8 Inventário 112
6.6.9 Fertirrigação 112
6.6.9 Secagem..... 115
6.6.9 Precipitação química, módulo N e remoção de amônia por *air stripping* (AAS) 118
6.6.10 Compostagem..... 124
6.6.11 Resultados da ACV 127
6.6.12 Referências 132
7 ARTIGO 2 – AVALIAÇÃO ECONÔMICA E AMBIENTAL DE ARRANJOS TECNOLÓGICOS PARA PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTES EM PLANTAS DE BIOMETANO.....139
7.1 introdução.....140
7.2 materiais e métodos 142
7.2.1 Descrição dos cenários 143
7.2.2 Avaliação do ciclo de vida..... 148
7.2.3 Objetivo, escopo e unidade funcional 148
7.2.4 Inventário do ciclo de vida (ICV) 150
7.2.5 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) 152
7.2.6 Análise de incerteza..... 153

7.2.7 Análise econômica 154
7.2.8 Coleta e tratamento dos dados econômicos 155
7.2.9 Indicadores de viabilidade econômica 158
7.3 Resultados e discussões 160
7.3.1 Avaliação ambiental dos cenários em estudo 160
7.3.2 Cenário linha de base (BLS) e planta de biometano 162
7.3.3 Cenários S1 e S3 163
7.3.4 Categoria de eutrofização de água doce 165
7.3.5 Cenários S2.1 e S2.2 166
7.3.6 Avaliação econômica dos cenários em estudo 168
7.3.7 Custo de transporte 170
7.3.8 Cenários S1 e S3 171
7.3.9 Cenários S2.1 e S2.2 174
7.4 Conclusões 177
7.5 Referências 179
7.6 Material Suplementar 186
7.6.1 Balanço de massa 186
7.6.2 Inventário do Ciclo de Vida (ICV) 190
7.6.3 Inventário econômico 209
7.6.4 Referências 216
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS 220
9. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 221

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente ênfase na sustentabilidade e na economia circular de cadeias produtivas, impulsionada por políticas energéticas e climáticas voltadas à mitigação das mudanças climáticas e à redução das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE). Esse movimento está diretamente associado à elevada dependência histórica de combustíveis fósseis, responsáveis por parcela significativa das emissões globais de GEE, o que tem intensificado a busca por fontes renováveis de energia capazes de substituir, total ou parcialmente, essas matrizes convencionais (MONFET *et al*., 2018; CESARO, 2021). Dessa forma, a gestão eficiente de resíduos orgânicos assume papel estratégico não apenas sob a ótica ambiental, mas, também, como oportunidade para a geração descentralizada de energia renovável e recuperação de nutrientes.

Nesse cenário de transição energética, a Digestão Anaeróbia (DA) se destaca entre as fontes renováveis por sua capacidade singular de integrar a produção de energia à gestão ambiental de resíduos orgânicos. Trata-se, desse modo, de uma tecnologia consolidada que converte passivos ambientais em ativos econômicos ao acelerar a decomposição da matéria orgânica por consórcios microbianos específicos, transformando esses substratos em um gás rico em metano (CH_4), com elevado poder calorífico. Logo, quando comparada a rotas convencionais de tratamento de resíduos, a DA apresenta potencial para mitigação de emissões de GEE, seja pela substituição de fontes fósseis de energia, seja pela redução de emissões fugitivas associadas à decomposição não controlada da matéria orgânica (Cibiogás, 2020; Hollas *et al*., 2022; Kunz *et al*., 2022).

Além do biogás, a DA gera um fertilizante orgânico estabilizado, denominado digestato, que contém tanto macro quanto micronutrientes em formas prontamente disponíveis pelo sistema radicular das plantas, configurando um elo adicional entre produção de energia renovável, reciclagem de nutrientes e princípios da economia circular (Vaneeckhaute *et al*., 2014; Tampio *et al.*, 2016; Tambone *et al.,* 2017a; Cheong *et al*., 2020a). Assim, com o propósito de ampliar a competitividade das usinas de biogás em relação aos demais processos de produção de energia, diversas pesquisas dedicam-se ao aprimoramento dos rendimentos gerais das complexas reações bioquímicas envolvidas no processo anaeróbio. Tais esforços resultam em amplas estratégias voltadas à otimização da produção de biogás, a partir de diferentes

substratos orgânicos, incluindo ajustes operacionais, codigestão e avanços no controle de processo (Fuchs; Drosg, 2013; Cesaro, 2021).

No entanto, esse enfoque predominantemente energético vem negligenciando a falta de alternativas de reaproveitamento do digestato (Cesaro, 2021). A ausência de rotas tecnicamente consolidadas e economicamente atrativas para o reaproveitamento desse efluente tornou-se um gargalo estrutural significativo que, frequentemente, limita a implantação efetiva de usinas de DA em conformidade com legislações cada vez mais rigorosas (Vaneeckhaute *et al.,* 2014; Herbes *et al*., 2020).

Nesse sentido, para que as plantas de biogás sejam consideradas sustentáveis como fonte de energia renovável e alternativa – eletricidade ou biometano – e consistentes com os princípios da economia circular, torna-se essencial o manejo bem-sucedido do seu principal subproduto: o digestato (Peng; Pivato, 2019). Portanto, a sustentabilidade da DA não depende apenas do desempenho energético do processo, mas, também, da capacidade de transformar seu principal subproduto em um insumo ambiental economicamente valorizável.

Como estratégia mais difundida para o manejo do digestato está sua aplicação direta no solo fertilizante orgânico. No entanto, fatores como o elevado teor de umidade no digestato; o excesso de nutrientes em certas regiões produtoras; a sazonalidade de demanda agrícola, os custos crescentes de transporte; e a limitada aceitação de mercado configuram principais obstáculos para o seu efetivo uso em larga escala (Kunz *et al*., 2022).

Como resultado, atualmente, o digestato é percebido por formuladores de políticas, agricultores e investidores como um resíduo e não como um produto útil que contribui para amortizar o capital investido, sendo, assim, comercializado com um percentual de 100% de deságio em relação ao seu valor fertilizante (Miele *et al.*, 2015). Dessa forma, para que o digestato seja reclassificado como um subproduto, atingindo as conformidades regulatórias, é preciso compreender e aprofundar os estudos de seus processos de disposição, tratamento e valorização.

Essa problemática assume relevância ainda maior no contexto brasileiro, historicamente caracterizado por elevada dependência externa no suprimento de fertilizantes minerais, condição que se intensificou nas últimas décadas em função da expansão da demanda agrícola e da redução relativa da capacidade produtiva. Conforme relatórios divulgados pela Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2023), a produção brasileira de fertilizantes – cerca de 7,45 milhões de

toneladas – atende apenas a 18,14% da demanda exigida pelo mercado interno que, em 2022, foi de cerca de 41,07 milhões de toneladas, tornando o setor do agronegócio brasileiro vulnerável às flutuações de preços dos produtos importados, ameaçando sua competitividade e a viabilidade econômica.

Diante desse cenário, o segmento de biofertilizante estabilizados em reatores anaeróbios apresenta-se como uma alternativa estratégica para a fertilização de solos agrícolas, ao mesmo tempo que contribui para a geração de energia renovável e para a destinação ambientalmente adequada de resíduos agropecuários. A valorização do digestato, portanto, não se restringe a uma solução tecnológica pontual, mas integra um desafio sistêmico que articula segurança energética, segurança nutricional e economia circular (Cruz *et al*., 2017; Peng; Pivato, 2019).

À luz dos desafios expostos, esta tese analisa estratégias de valorização do digestato sob perspectivas econômica e ambiental, considerando a integração de plantas de biogás com tecnologias voltadas ao aproveitamento energético e ao manejo de nutrientes. O objetivo central consiste em identificar arranjos tecnológicos capazes de reduzir custos e impactos ambientais, ao mesmo tempo em que ampliam o valor agregado associado aos principais produtos do processo anaeróbio, especialmente energia e nutrientes. Dessa forma, este estudo busca contribuir para a compreensão dos fatores que condicionam o desempenho econômico e ambiental de sistemas de produção de biometano e a valoração do digestato a partir de dejetos suínos.

A inserção do digestato na produção descentralizada de fertilizantes de base biológica impõem diversos desafios e soluções alternativas promissoras já em curso. Contudo, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), alinhada a uma análise econômica de usinas de biometano integradas a tecnologias de valorização do digestato, ainda é investigada na realidade brasileira. Nesse sentido, avaliações econômicas e ambientais conduzidas de forma conjunta são fundamentais para subsidiar a tomada de decisões estratégicas, tanto no âmbito de políticas públicas quanto de investimentos privados, contribuindo para o avanço da literatura sobre valorização do digestato em plantas de DA.

Para tanto, esta tese está estruturada em dois artigos científicos. O primeiro artigo investiga, por meio de ACV e análise de incertezas com simulações de Monte Carlo, o desempenho ambiental de diferentes arranjos de manejo do digestato, considerando separadamente as frações sólida e líquida e comparando alternativas

como fertirrigação, secagem, compostagem, precipitação de estruvita, precipitação de fosfato de cálcio e remoção de amônia por *Air Stripping* (AAS).

Por sua vez, o segundo artigo amplia essa abordagem ao incorporar indicadores econômicos, mantendo a robustez da análise de incerteza, para avaliar cinco cenários de plantas de valorização de dejetos suínos. Assim, ao integrar as dimensões ambiental e econômica, a tese oferece uma base científica para orientar políticas públicas e investimentos, demonstrando que os ganhos associados às tecnologias de recuperação de nutrientes são mais determinantes para a competitividade ambiental e econômica de plantas de biometano do que ajustes estruturais na configuração energética do processo de DA.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo avaliar arranjos tecnológicos de valorização do digestato provenientes de plantas de biogás, sob aspectos econômicos e ambientais, com foco na integração entre sistemas de produção de biogás e tecnologias de fertirrigação, secagem e recuperação de nutrientes. Desse modo, busca-se identificar configurações tecnológicas capazes de minimizar custos e impactos ambientais, ao mesmo tempo que maximizem o valor agregado das frações geradas no processo de digestão anaeróbia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Avaliar o ciclo de vida de cada tecnologia com base nas categorias de impactos ambientais mais significativas no contexto da suinocultura brasileira;

b) Levantar dados econômicos dos sistemas propostos;

c) Analisar os indicadores econômicas de cada integração (VPL, TIR, PBD e ROI);

d) Identificar a viabilidade da autossuficiência energética nas plantas de biogás como parte integrante dos cenários analisados.

3 HIPÓTESES

Partindo da premissa de que a inserção do digestato na produção descentralizada de fertilizantes de base biológica exige uma avaliação abrangente de sua viabilidade econômica e impacto ambiental, pretende-se confirmar ou refutar as seguintes hipóteses:

a) Os cenários analisados possuem viabilidade econômica e ambiental;

b) A autossuficiência energética leva a uma otimização no consumo e aproveitamento dos recursos que reduz custos e impactos ambientais;

c) Plantas de biogás integradas a sistemas de valorização do digestato, enquadram-se em uma perspectiva circular que reduz a insuficiência da produção nacional de fertilizantes, além de reduzir impactos ambientais;

d) A separação sólido-líquido (SSL) do digestato melhora a eficiência do tratamento sob os aspectos ambiental, tecnológico e econômico. Por isso, é necessário avaliar as tecnologias de cada fração separadamente.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1 DESAFIOS DO SETOR DE FERTILIZANTES NO BRASIL

O setor do agronegócio brasileiro é um dos mais competitivos e dinâmicos do mundo, com significativa importância para o crescimento e desenvolvimento econômico do país, tendo impactos significativo na geração de empregos e na obtenção de saldos comerciais positivos. Além disso, o agronegócio brasileiro abrande uma ampla gama de atividades, como o segmento de insumos, a produção de grãos, a criação de animais, a indústria agropecuária e o segmento de serviços associados a toda a cadeia. De acordo com as estimativas mais recentes do Produto Interno Bruto do Agronegócio Brasileiro (PIB-Agro BR), elaboradas pelo Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA/ESALQ-USP) em parceria com a Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), o agronegócio respondeu por aproximadamente 24,5% do PIB nacional em 2023, considerando os resultados consolidados até o segundo trimestre daquele ano, divulgados em boletim técnico de setembro de 2023 (CEPEA-USP; CNA, 2023).

Dentre suas cadeias produtivas, o consumo de fertilizantes desempenha um papel fundamental no aumento da produtividade no campo, desde que esses sejam aplicados da forma adequada e nas quantidades tecnicamente recomendadas (CONAB, 2021). Em função disso, para sustentar as safras recordes vivenciadas nos últimos anos, o Brasil, quarto maior consumidor de nutrientes vegetais do mundo, teve um crescimento de 447% no consumo de Macronutrientes Primários (NPK) em pouco mais de duas décadas, partindo de aproximadamente 7,4 milhões de toneladas em 1998 para 40,5 milhões em 2020 (ANDA, 2021).

Segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2023), a produção de fertilizantes nacionais – cerca de 7,45 milhões de toneladas – ainda não atende a demanda exigida pelo mercado brasileiro, que em 2022 foi de cerca de 41,07 milhões de toneladas, correspondendo a 81% da demanda interna. Tal cenário acarreta um desbalanceamento entre oferta e demanda, tornando o Brasil vulnerável às flutuações de preços dos insumos importados, o que compromete a competitividade e a viabilidade econômica do setor (Cruz et al., 2017).

Tal limitação tornou-se ainda mais evidente ao longo dos últimos anos, período em que o mercado mundial – especialmente o setor de fertilizantes – enfrentou uma

série de desafios. Entre essas dificuldades, destacam-se a interrupção das cadeias de suprimentos em decorrência da pandemia de COVID-19, a elevação dos preços dos combustíveis, as sanções econômicas impostas pelos Estados Unidos e pela União Europeia à Belarus e à Rússia, bem como o conflito entre Rússia e Ucrânia no leste europeu. Como consequência, observou-se uma valorização abrupta dos principais fertilizantes minerais, tais como ureia, cloreto de potássio (KCl), fosfato monoamônico (MAP), superfosfato simples (SPS) e superfosfato triplo (TSP), conforme discutido por pesquisadores da área de custos agrícolas do CEPEA-USP e da CNA (2023).

Nesse contexto, a produção nacional de fertilizantes assume uma posição estratégica e requer avaliação urgente, dada a sua relevância para a viabilidade de um dos setores mais críticos da economia brasileira. Portanto, questões de natureza logística, político-institucional, econômica e socioambiental devem ser tratados tendo em vista os interesses nacionais em um cenário econômico e geopolítico desafiador, marcado pela falta de perspectivas de normalização a curto e médio prazo (CEPEA-USP; CNA, 2023).

Outra limitação do setor de fertilizantes, não restrita à realidade brasileira, mas também configurando-se como uma preocupação em escala global, diz respeito ao fósforo (P), recentemente classificado como matéria-prima crítica pela Comissão Europeia (CE, 2020). Segundo Muys *et al*. (2021), esse elemento é considerado um macronutriente essencial para todos os organismos vivos, sendo obtido a partir da rocha fosfática, um recurso não renovável, de disponibilidade limitada e com distribuição geográfica concentrada.

Considerando que os solos brasileiros apresentam deficiência em fósforo – sobretudo em função do material de origem e da intensa interação desse elemento com os constituintes do solo (Raij, 1991) –, sua reciclagem configura-se como uma estratégia fundamental a ser adotada. Diante do cenário de insuficiência da produção nacional de fertilizantes minerais, a valorização de resíduos orgânicos estabilizados emerge como uma alternativa estratégica para o agronegócio brasileiro.

Esses materiais apresentam potencial para contribuir simultaneamente para a melhoria da qualidade e da estrutura dos solos agrícolas e para a redução da dependência externa por insumos importados, fortalecendo princípios associados à economia circular (Cruz *et al.,* 2017). Além de seus benefícios agronômicos e econômicos, o aproveitamento desses resíduos promove uma destinação

ambientalmente adequada dos passivos gerados pelo setor agropecuário, alinhando-se aos preceitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que estabelece a hierarquia de tratamento e a responsabilidade compartilhada ao longo das cadeias produtivas (Brasil, 2010).

4.2 POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE RESÍDUOS DO SETOR PECUÁRIO BRASILEIRO

A pecuária brasileira desempenha um papel de extrema relevância na economia nacional, atuando como uma fonte de renda para inúmeros produtores rurais. Essa cadeia produtiva engloba vários setores, desde produção de grãos e fabricação de rações até abate e processamento de carne, além de toda a cadeia de serviços. Em relação ao PIB do Agronegócio, estima-se que o setor pecuário contribua com 26,37% do total, o que corresponde a aproximadamente R$ 699,5 bilhões (CEPEA -USP; CNA, 2023).

Com base nos dados mais recentes do Censo Agropecuário, o rebanho nacional alcançou aproximadamente 224,6 milhões de bovinos, incluindo gado de leite e de corte; 42,54 milhões de suínos, abrangendo todas as unidades de produção; e 1,53 bilhão de aves, conforme informações do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021). Ao analisar a produção média de resíduos nesses segmentos, evidencia-se o elevado potencial de fornecimento de nutrientes para a agricultura, conforme demonstrado na estimativa de nutrientes oriundos do setor pecuário apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Estimativa da quantidade anual de NPK presentes nos resíduos da pecuária brasileira.

Categoria	**Efetivo dos rebanhos (milhões de cabeças)**	**Quantidade de nutrientes (mil ton/ano)**		
		N	P_2O_5	KO_2
Bovinocultura	224,60	1.742,1	922,3	1.434,6
Suinocultura	42,54	64,9	37,5	35,5
Avicultura	1.530,67	103,2	108,6	95,1
Total	1.797,81	1.910,1	1.068,5	1.565,2

Fonte: Adaptado de Cruz *et al.* (2017).

A Tabela 1 atualiza os resultados obtidos por Cruz et al. (2017), incorporando as informações do último censo pecuário do IBGE (2021) seguindo o mesmo

procedimento metodológico. Com base nessa adaptação, observa-se que o potencial em macronutrientes primários presentes nos dejetos pecuários totalizaram 4,5 milhões de toneladas, sendo 1,9 milhões de nitrogênio, 1,07 de fósforo e 1,6 de potássio, que juntos representam 11% da demanda nacional de fertilizantes em 2021.

Além disso, ao converter esses nutrientes nas tradicionalmente utilizadas na agricultura – ureia para o nitrogênio (45% N), superfosfato Triplo (TSP) para o fosfato (43% P_2O_5) e cloreto de potássio (KCl) para óxido de potássio (60 % K_2O) – estima-se o potencial de mercado dos resíduos do setor pecuário em cerca de US$ 6,26 bilhões, com base nos preços de maio de 2023 disponibilizados pela Fertilizer Week (2023), pela Fertilizer International (2023) e pelo World Bank (2023), conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Potencial de economia do uso de nutrientes minerais considerando-se os resíduos do setor pecuário brasileiro.

	Ureia	**TSP**	**KCl**
Total de nutrientes dos resíduos suínos (mil ton/ano)	1.910,15	1.068,46	1.565,21
Aumento da eficiência de aproveitamento dos nutrientes pelo uso do biofertilizante	45%	43%	60%
Potencial de economia de nutrientes (mil ton/ano)	2769,72	1527,90	2504,34
Taxa de conversão de nutriente para fertilizantes disponíveis no mercado	4,29	2,17	0,79
Preços (US$/ton)	329,25	485,63	372,50
Total (US$ milhões/ano)	3.912,19	1.610,13	736,96
		6.259,28	

Fonte: Adaptado de (CRUZ *et al*., 2017).

Tais valores correspondem a um potencial teórico máximo, considerando a hipótese de aproveitamento integral dos resíduos gerados pela pecuária brasileira, além de simplificações inerentes ao cálculo da disponibilidade de nutrientes. Contudo, embora a bovinocultura se destaque como o segmento com maior geração de dejetos e, consequentemente, de nutrientes – com potencial para suprir cerca de 10% da demanda nacional, como disposto na Tabela 1 –, esse setor enfrenta entraves de ordem logística e estratégica para o aproveitamento desses resíduos.

Essas limitações decorrem, sobretudo, da distribuição espacial dispersa do rebanho no território nacional e do caráter predominantemente extensivo dos sistemas de produção. Atualmente, os segmentos da suinocultura e da avicultura apresentam

maior viabilidade para o aproveitamento dos nutrientes contidos nos resíduos, com potencial de mercado estimado em US$ 626,03 milhões. Essa vantagem está associada a condições logísticas mais favoráveis, uma vez que a criação dos animais ocorre, majoritariamente, em sistemas confinados, o que facilita a coleta, o manejo e a destinação dos dejetos gerados (Cruz *et al*., 2017).

A suinocultura, em particular, destaca-se não apenas pela significativa disponibilidade de nutrientes produzidos – 0,14 milhões de toneladas de NPK-, mas, também, pelo fato da maioria das plantas de biogás implantadas no Brasil (64%) serem alimentadas a partir desses dejetos (CIBIOGÁS, 2022). Segundo o Relatório de Mapeamento de Substratos e Conversão Energética do Sul do Brasil (CIBIOGÁS, 2020), a suinocultura tem potencial de produzir $8{,}91 \cdot 10^{8}\ Nm^{3}_{CH_4}\ ano^{-1}$, equivalente a 1,8 TWh de energia elétrica todos os anos.

Além disso, ao considerar uma tarifa base de energia elétrica de 0,1US$/kWh – equivalente a 0,5 R$/kWh –, bem como uma taxa de câmbio de 1US$ igual a R$4,92 – cotação de 14 de maio de 2023 –, estima-se que o potencial de mercado associado à comercialização de eletricidade proveniente da suinocultura possa alcançar US$82,92 milhões. Já no que se refere ao aproveitamento dos nutrientes presentes no digestato de suínos, verifica-se que esse subproduto pode complementar tal faturamento em aproximadamente US$53,6 milhões, ao se considerar um deságio de 74% em relação ao seu valor como fertilizante. Em um cenário mais otimista, no qual se adota 100% do valor fertilizante, esse montante pode atingir até US$ 206,15 milhões.

4.3 PERCEPÇÃO DE VALOR DO DIGESTATO BRUTO

Nas seções anteriores, ressaltou-se a importância e o potencial dos resíduos do setor pecuário brasileiro com vistas a reduzir a exposição do país às flutuações de fornecimentos e preços internacionais de fertilizantes minerais. Nesse contexto, destaca-se que os resíduos orgânicos provenientes desses segmentos se configuram como uma alternativa promissora a fim de suprir parte da demanda por nutrientes essenciais na correção do solo e na nutrição culturas agrícolas. Além disso, evidencia-se que esses possibilitam a incorporação de práticas agrícolas mais equilibradas e ambientalmente sustentáveis que promove oportunidades ao setor, como a produção

de biofertilizante, o aproveitamento energético e o reuso de água no sistema (XUE *et al.*, 2019).

Não obstante os benefícios associados a essa alternativa – tais como os ganhos agronômicos comprovados sobre o rendimento das culturas (Corrêa *et al*., 2011; Cassol *et al*., 2012; Miyazawa; Barbosa, 2015; Tampio *et al*., 2016; Tambone *et al*., 2017; Cheong *et al*., 2020) –, o principal entrave à sua utilização eficaz reside na limitada aceitação de mercado, bem como nos elevados custos de transporte e distribuição. Em outras palavras, na ausência de condições mercadológicas favoráveis, torna-se improvável o desenvolvimento e a difusão de tecnologias voltadas ao tratamento de resíduos ou à produção de fertilizantes a partir do digestato. Nesse contexto, o incentivo ao surgimento e ao fortalecimento desse mercado configura-se como fator determinante para a ampliação da rentabilidade das usinas de biogás, especialmente no que se refere à destinação adequada do efluente final e à necessidade de assegurar a sustentabilidade global do empreendimento, em consonância com uma legislação ambiental progressivamente mais rigorosa (Herbes *et al*., 2020).

Ademais, a articulação entre incentivos econômicos, instrumentos regulatórios e estratégias de mercado, como a definição de modelos de negócios e a incorporação de princípios de marketing verde na indústria de fertilizantes, pode favorecer a transição da percepção do digestato como resíduo para o reconhecimento de seu valor ambiental e econômico (Riding *et al*., 2015). Como exemplo, destacam-se as políticas regulatórias e as iniciativas associadas ao Programa Nacional do Hidrogênio (PNH_2), que vêm influenciando o ritmo de aceitação e a inserção desse produto no mercado brasileiro. Tais estratégias tenderiam a estimular a formação de oferta e demanda por serviços relacionados, os quais, sob a dinâmica concorrencial, buscariam promover a alocação mais eficiente desses recursos.

Ressalta-se, também, que esse movimento contribuiria para mitigar um dos principais entraves ao desenvolvimento do setor que, como apontado por Kunz *et al*. (2022), está relacionado aos custos e à viabilidade logística de tratamento, transporte e distribuição dos fertilizantes orgânicos derivados do digestato. Nesse sentido, autores como Miele *et al.* (2015a; 2015b) e Barampouti *et al*. (2020) defendem que a consideração integrada dessas dimensões pode viabilizar trajetórias mais consistentes para a inserção de inovações no mercado, minimizando impactos

ambientais, maximizando benefícios econômicos e sociais e agregando valor às empresas envolvidas.

Assim, na ausência de um mercado estruturado para o digestato, esse efluente frequentemente é manejado de forma inadequada, sendo aplicado de maneira intensiva em áreas próximas às usinas, muitas vezes sem observar a capacidade de suporte do solo ou as recomendações agronômicas pertinentes (Nowak; Czekala, 2024). Tal problemática é particularmente evidente na suinocultura, caracterizada por sistemas intensivos com elevada densidade de animais, frequentemente concentrados em pequenas propriedades que não dispõem de área agrícola suficiente para a adequada destinação dos dejetos. Como consequência, verifica-se a saturação do solo e o aumento dos riscos de impactos ambientais significativos, incluindo a eutrofização de corpos hídricos decorrente das perdas de nitrogênio e fósforo, o que pode comprometer a vida aquática e representar riscos à saúde humana devido ao consumo de água contaminada (Sing *et al.,* 2022). Soma-se a isso a emissão de gases de efeito estufa, como o metano oriundo da digestão residual da matéria orgânica, o dióxido de carbono, e, especialmente, a volatilização de amônia e óxido nitroso (Nagarajan *et al.,* 2019).

Dessa forma, as incertezas no âmbito das políticas públicas, marcadas pela ausência de diretrizes claras e de modelos consolidados, constituem um dos principais fatores que retardam o desenvolvimento desse mercado (Kapoor *et al.,* 2020). Paralelamente, a escassez de dados sistematizados sobre a produção descentralizada de fertilizantes de base biológica limita a capacidade dos formuladores de políticas públicas de adotarem medidas mais assertivas e proativas (Gontard *et al.,* 2018; Hollas, 2022). Nesse sentido, estudos voltados à integração de sistemas de valorização do digestato em unidades de micro e minigeração distribuída mostram-se fundamentais, à medida que contribuem para suprir lacunas de informação e apoiar o desenvolvimento desse segmento no contexto agrícola.

4.4 TECNOLOGIAS DE VALORIZAÇÃO DO DIGESTATO

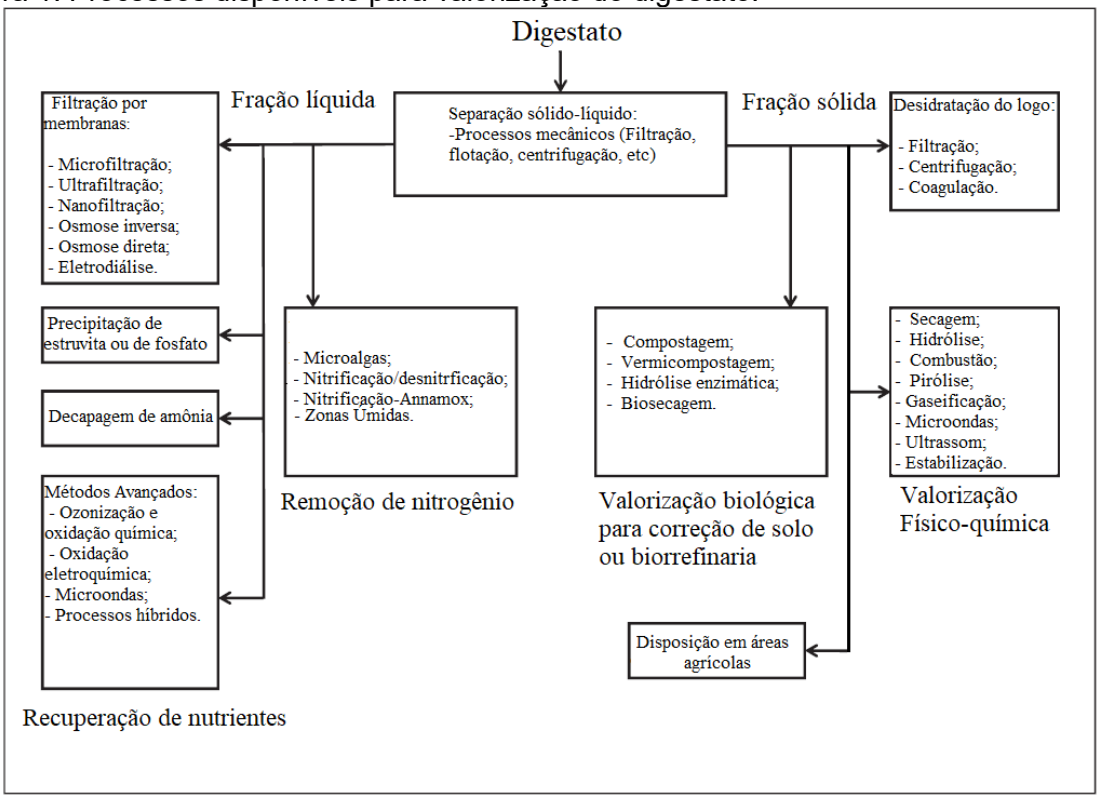
Este tópico faz uma revisão do estado da arte das tecnologias relacionadas à valorização do digestato, ressaltando vantagens, desvantagens e algumas características específicas. O intuito é mostrar tanto as tecnologias atualmente

disponíveis em larga escala, quanto o progresso das tecnologias emergentes, com enfoque no aproveitamento de nutrientes para fins agrícolas.

Nos casos em que o digestato bruto é considerado como resíduo, ou quando sua disposição em terras agrícolas é limitada, torna-se imprescindível submetê-lo a técnicas de valorização (Peng; Pivato, 2019). De forma geral, essa valorização é estruturada em três etapas principais: a) a separação sólido-líquido (SSL), realizada por processos físicos, geralmente por meio de dispositivos mecânicos e auxiliada por floculação química como o uso de polímeros floculantes, por exemplo, poliacrilamida; b) o tratamento ou a recuperação de nutrientes da fração líquida, predominantemente por processos físico-químicos ou biológicos; e c) o tratamento ou a valorização da fração sólida, que pode envolver processos biológicos ou estratégias de agregação de valor voltadas ao adensamento, estabilização e melhoria das propriedades do material.

Apresenta-se tais processos, bem como parte das tecnologias discutidas neste tópico, na Figura 1, considerando o uso final do digestato. Observa-se que, nos casos analisados, são pouco frequentes as situações em que o digestato bruto é submetido a processamento sem a etapa prévia de separação sólido-líquido.

Figura 1. Processos disponíveis para valorização do digestato.



Fonte: Adaptado de Fuchs e Drosg (2013) e Monfet *et al.* (2018).

Os processos mecânicos são geralmente a primeira etapa de tratamento do digestato bruto, sendo baseados em princípios de separação sólido-líquida (S/L), os quais utilizam diferenças de tamanho e densidade para remover a água e concentrar sólidos e nutrientes. Tais métodos são comumente usados como um pré-tratamento de processos físico-químicos ou biológicos para simplificar seu gerenciamento no que tange ao armazenamento, à transformação e à disposição final. Desse modo reduzem-se significativamente os custos de investimento e insumos, uma vez que a escala dos equipamentos necessários – vasos, bombas, tubulações, entre outros – são reduzidos (Tambone *et al*., 2017; Monfet *et al*, 2018).

Dentre os recentes avanços na valorização do digestato, os processos físico-químicos são os mais estudados, sendo escalados para um nível de aplicação industrial maior e mais robusto, especialmente a produção termoquímica de biocombustíveis. Já os processos biológicos são tecnologias consolidadas no tratamento de resíduos orgânicos, sendo utilizados para a estabilização e transformação da matéria orgânica, como ocorre na digestão anaeróbia, na compostagem e na vermicompostagem.

Dessa forma, o progresso contínuo das ferramentas tecnológicas, como a biologia molecular, permitiu entender a complexidade de papéis microbianos em uma comunidade e a maneira como reagem a perturbações ambientais específicas. Tais conhecimentos conferiram a esses processos notável robustez e eficácia, juntamente com vantagens econômicas significativas (Monfet *et al*., 2018; Barampouti *et al.,* 2020).

Na sequência, detalha-se as tecnologias e características específicas desses três tipos de processos, fornecendo uma visão abrangente das diferentes formas de valorizar o efluente da digestão anaeróbia e contribuir para uma agricultura mais alinhada aos princípios da economia circular, seja pelo reaproveitamento dos resíduos seja pela mitigação das emissões. Entretanto, antes de discutir a destinação e o tratamento de frações sólida e líquida de forma independente, é importante abordar os processos físicos de separação sólido-líquido.

Inicialmente, a separação pode ocorrer por sedimentação gravitacional, um processo físico estático, de baixo custo, no qual a fase sólida sedimenta sob a ação da gravidade, formando um lodo mais concentrado, enquanto a fase líquida permanece como sobrenadante (Fernandes *et al*., 2020). Em uma etapa subsequente,

esse lodo sedimentado pode ser submetido a processos físicos dinâmicos de desidratação, que fazem uso de dispositivos mecânicos para intensificar a remoção de água, como filtro-prensa de correia, prensa de parafuso, prensa de câmara, peneira rotativa, filtração a vácuo, flotação ou centrifugação. Assim, por meio desses procedimentos, o digestato pode atingir teores de sólidos na faixa de 15% a 35%, dependendo da tecnologia empregada e das características do material tratado (Chernicharo, 2006; Sommer *et al.,* 2015).

4.4.1 Tratamento da fração sólida

Após a separação S/L do digestato, os nutrientes distribuem-se entre as duas frações. A fração sólida é rica em nutrientes e fibras, contendo aproximadamente 20% a 30% do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e 55-65% do fosforo total, enquanto, na fração líquida, encontram-se 70% a 80% do NH_4^+ e 35-45% do fosforo total (Fuchs; Drosg, 2013; Tambone *et al.* 2017; Barampouti *et al.*, 2020).

Devido a essas características, aliadas ao menor teor de umidade em comparação ao digestato bruto, a fração sólida é mais apropriada para uso no solo em virtude de razões logísticas relativas ao armazenamento, transporte e distribuição (Guilayn *et al*., 2019b). Entretanto, sua qualidade deve atender a padrões cada vez mais rigorosos para reduzir o risco de contaminação do solo (Stürmer *et al.*, 2020). Logo, um tratamento adicional para complementar as reações de bioestabilização iniciadas durante o processo anaeróbio e obter um material mais estável deve ser aplicado (Arab; McCartney, 2017; Cesaro, 2021).

Esse tratamento pode ser efetuado pela adição de ácidos para diminuir o pH e evitar perdas por volatilização de amônia durante o armazenamento e distribuição no solo (Kaparaju; Rintala, 2006). Além disso, pode ser empregado um agente alcalino, geralmente cal virgem – $\mathrm{Ca(OH)_2}$ –, para elevar seu pH, matando patógenos e neutralizando os odores formados durante o armazenamento (Wrap, 2012).

Outra etapa de estabilização preliminar, antes do emprego como biofertilizante, é a oxidação biológica – ou aeração. Essa abordagem tem o propósito de degradar a matéria orgânica remanescente e mitigar o potencial de emissões de gases de efeito estufa, como a volatilização de amônia e produção residual de metano (Monfet *et al*., 2018; Barampouti *et al.,* 2020). Como alternativa à sua aplicação direta em campos agrícolas, pode-se obter maior estabilização e transformação em produtos

comercializáveis. Isso pode ser alcançado por meio da redução do volume e recuperação de nutrientes, empregando técnicas como, compostagem, vermicompostagem, secagem, que são normalmente usados como fertilizante sólido e condicionadores de solo.

No contexto das técnicas de estabilização de resíduos orgânicos, destaca-se a compostagem como alternativa natural, ecologicamente correta e viável para o manejo sustentável de resíduos não estabilizados (Jara-Samaniego *et al*., 2017; Zhao *et al.,* 2020). O composto pode ser usado como condicionador de solo, melhorando suas propriedades físicas, químicas e biológicas. A presença de ácidos húmicos, fúlvicos e huminas contribui para esses benefícios, formando agregados no solo que melhora sua estabilidade e estrutura, promovendo a saúdo do solo e das plantas, reduzindo o uso de fertilizantes minerais (Voběrková *et al*., 2017; Radziemska *et al*.,2019).

De acordo com Torres-Climent *et al*. (2015) e Manyi-Loh *et al* (2019), a estabilização biológica da fração sólida do digestato não é diferente, podendo promover a degradação aeróbia da matéria orgânica remanescente e contribuir para redução da sua fitotoxicidade. Ressalta-se que devido à baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) e biodegradabilidade, juntamente com alto teor de umidade, é necessária a adição de algum agente estruturante, como serragem, aparas de arvores, palha ou poda de grama, para aumentar essa relação C/N e, assim, obter uma compostagem mais rápida e eficiente (Manyi-Loh *et a*l., 2019).

Contudo, conforme Moller e Müller (2012 *apud* Peng; Pivato, 2019), a compostagem do digestato pode reduzir os teores de nutrientes do biofertilizante, causando, de acordo com Rehl e Müller (2011), a emissão de GEE, como o óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2). No entanto, segundo as análises de Grigatti *et al.* (2020), existem algumas ressalvas, uma vez que estudos indicaram que a compostagem de resíduos alimentares digeridos anaerobicamente pode reduzir as emissões de CO_2 sem afetar as propriedades fertilizantes em relação ao digestato que não passou por esse processo.

A vermicompostagem também é uma abordagem sustentável para a gestão da fração sólida do digestato, a qual utiliza minhocas para estabilizar o material orgânico remanescente e eliminar patógenos (Rajpal *et al*., 2014). Essa técnica apresenta benefícios e atributos semelhantes à compostagem, sendo de fácil operação, ecologicamente correta e de baixo custo. O resultando é um produto que contém

hormônios de crescimento, enzimas, ácidos húmicos e fúlvicos, nutrientes (NPK) e populações microbianas que ajudam as culturas a suportar uma ampla gama de estresses abióticos e bióticos (Vambe *et al.*, 2023).

No intuito de produzir um biofertilizante com maior aceitação de mercado, uma alternativa amplamente estabelecida envolve os processos de secagem e granulação. Tais processos possibilitam um aumento significativo no teor de matéria seca – em até 98% de sólidos –, resultando em uma redução de volume que, por sua vez, contribui para diminuir os custos de transporte e distribuição (Drosg *et al*., 2015; Monfet *et al*., 2018). Dessa forma, estabiliza-se o digestato seco e simplifica seu armazenamento e o manejo de aplicação no solo, aproveitando tecnologias já presentes no portifólio dos agricultores, como o distribuidor de adubos e a semeadora (Barampouti *et al*., 2020; Zhang *et al.*, 2021).

Além disso, esse composto orgânico poder ser suplementado com fertilizantes minerais originando um produto de maior aceitação no mercado, conhecido como fertilizante organomineral. Tal produto pode ser comercializado, desde que atenda às exigências estabelecidas pela Instrução Normativa nº 61, de 8 de julho de 2020, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA; SDA, 2020), bem como pelas disposições previstas na Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, e suas respectivas atualizações (Brasil, 1980; 2009).

A secagem térmica consiste na evaporação da água contida no efluente por meio do calor, demandando altas quantidades de energia, cerca de 300kWh a 350kWh por tonelada de água evaporada (Fuchs; Drosg, 2013). Ademais, tal procedimento deve contar com um tratamento de desidratação prévio eficaz (Monfet *et al*., 2018), dado que a evaporação é um processo que consome muita energia.

Diante desse contexto, uma alternativa consiste na utilização de fontes de baixo custo, como o calor residual gerado em usinas de biogás, para viabilizar esse processo sem a necessidade de aporte adicional de recursos fósseis (Guercini *et al.,* 2014). Nesse sentido, Maurer e Müller (2019), ao empregarem um sistema de secagem em estufa solar acoplado ao aproveitamento do calor residual dos gases de exaustão dessas usinas, demonstraram que, em situações nas quais há disponibilidade suficiente de calor, essa combinação é capaz de reduzir o teor de umidade do digestato a níveis adequados – atingindo cerca de 10,5% após 13 dias de secagem –, tornando-o seguro para etapas subsequentes, como granulação, manuseio e armazenamento.

Observa-se que diversos sistemas de secagem têm sido implementados em países europeus com o objetivo de mitigar o excesso de nutrientes em áreas vulneráveis. Dentre as tecnologias mais utilizadas, destacam-se os secadores de esteira, os secadores mecânicos de tambor e os sistemas de secagem solar (Drosg *et al*., 2015). Uma das principais limitações desses processos, entretanto, é o elevado potencial de emissão de amônia.

Nesse sentido, estratégias de mitigação incluem a estabilização do material por meio da adição de ácidos ou da aeração, com o intuito de reduzir o pH e minimizar as perdas de amônia por volatilização, conforme discutido por Maurer e Müller (2019) e Morey *et al*. (2023). Além dessas rotas de valorização do digestato voltadas à sua utilização como biofertilizante sólido ou condicionador de solo, existem processos mais avançados, como a conversão termoquímica para a obtenção de energia e/ou subprodutos químicos de maior valor agregado. Esses processos incluem, principalmente, a combustão, a gaseificação e a pirólise (Monfet *et al*., 2018).

A pirólise consiste em uma técnica de decomposição térmica da matéria orgânica sob atmosfera inerte, geralmente operada à pressão atmosférica e em temperaturas elevadas, na faixa de 400ºC a 800 °C (Neumann *et al*., 2016). Entre os principais produtos obtidos, destacam-se o óleo de pirólise, que contém compostos orgânicos de interesse comercial, como metanol e ácido acético, além de apresentar elevado poder calorífico; o gás de síntese, composto majoritariamente por H_2, CH_4, CO, CO_2 e N_2; e o biochar, um material carbonáceo que pode ser empregado como condicionador de solo ou como meio suporte para estabilização da digestão anaeróbia e incremento da produção de metano (Hossain *et al*., 2016; Lü *et al*., 2016; Shi *et al*., 2018).

Por sua vez, a gaseificação promove a conversão do material orgânico em um gás combustível, sendo sua etapa inicial semelhante a pirólise, com necessidade de aporte energético para o início das reações termoquímicas. Esse processo ocorre em temperaturas mais elevadas, tipicamente entre 800ºC e 1400°C, resultando em uma mistura gasosa composta principalmente por CO e H_2, além de menores quantidades de CH_4, hidrocarbonetos leves, vapor d'água e nitrogênio. Contudo, ressalta-se possibilidade da presença de contaminantes como partículas sólidas e cinzas e, entre as principais limitações, destacam-se a restrição de uso local – decorrente da inviabilidade econômica de compressão, armazenamento e transporte do gás – e a formação de subprodutos nitrogenados, como amônia (NH_3), cianeto de hidrogênio

(HCN) e óxidos de nitrogênio (NO_x), incluindo o óxido nitroso (N_2O), que possui elevado potencial de aquecimento global (Monfet *et al.*, 2018).

De modo geral, os procedimentos associados a esses métodos avançados apresentam elevada complexidade técnica e custos significativos, o que compromete sua viabilidade econômica de implantação (Fuchs; Drosg, 2013; Vaneeckhaute *et al*., 2017a). Ademais, estudos como os de Fernandes-Lopes *et al.* (2015) e Channiwala e Parikh (2002) indicam que o digestato proveniente de dejetos suínos e bovinos apresenta altos teores de nitrogênio e oxigênio, associados a baixos teores de carbono e hidrogênio. Tal composição resulta em menor poder calorífico, limitando seu potencial de valorização energética. Dessa forma, para esses resíduos, torna-se mais apropriada a adoção de alternativas de valorização pós-digestão anaeróbia voltadas ao uso agrícola.

4.4.2 Tratamento da fração líquida

A principal fração resultante do processo de separação sólido-líquido (S/L) é a fração líquida, caracterizada por menores teores de matéria seca, fósforo e carbono orgânico, porém com concentrações mais elevadas de nitrogênio – predominantemente na forma amoniacal – e potássio (Fuchs; Drosg, 2013; Tambone *et al*., 2017c; Barampouti *et al*., 2020). No entanto, essa fração não pode ser descartada diretamente em corpos hídricos, uma vez que não atende aos requisitos normativos estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011), cujo objetivo é mitigar impactos ambientais decorrentes do lançamento de efluentes.

Diferentemente da fração sólida, o tratamento da fração líquida do digestato apresenta um espectro mais amplo de alternativas para extração e valorização de nutrientes. Nesse contexto, destacam-se métodos físico-químicos, como a separação por membranas e a precipitação química – fosfato de cálcio, estruvita e K-estruvita –, bem como abordagens biológicas voltadas à remoção e recuperação de nutrientes, incluindo o cultivo de microalgas e os processos de nitrificação/desnitrificação (Barampouti *et al*., 2020; Cesaro, 2021).

Entre os métodos biológicos, o cultivo de microalgas utilizando a fração líquida destaca-se como uma alternativa promissora, capaz de aumentar a competitividade do digestato e, simultaneamente, contribuir para a purificação do biogás, gerando

produtos de maior valor agregado (Bhattacharya; Goswami, 2020). A biomassa de microalgas promove a remoção de dióxido de carbono, nitrogênio e fósforo, convertendo esses componentes em subprodutos que podem substituir recursos fósseis, como biodiesel, além de aplicações nas indústrias química, cosmética e de nutrição animal (Nagarajan *et al*., 2019; Mcdowell *et al*., 2020).

Ademais, muitas cepas apresentam tolerância ao CH_4 presente no biogás, cuja presença pode inclusive favorecer a fixação de CO_2 via fotossíntese (Nagarajan; Lee; Chang, 2019). Assim, ao remover CO_2 do biogás, esses microrganismos configuram-se como alternativa aos processos convencionais de adsorção, contribuindo para a mitigação de emissões de gases de efeito estufa (Wall *et al*., 2017). Contudo, o elevado consumo energético e os custos associados à colheita e desidratação da biomassa ainda representam limitações relevantes (Cesaro, 2021).

No que se refere à remoção biológica de nitrogênio, processos como a nitritação-desnitrificação e a nitritação-anammox apresentam elevado potencial, especialmente em cenários com limitação de áreas agrícolas. Atualmente, essas tecnologias são amplamente estudadas em estações de tratamento de águas residuárias por apresentarem menor custo relativo e maior eficiência (Candido et al., 2022).

A nitritação-desnitrificação promove a oxidação do amônio a nitrito, seguida de sua conversão a nitrogênio gasoso via desnitrificação heterotrófica. Já o processo de nitriação-anammox ocorre em condições anóxicas, convertendo diretamente o amônio em N_2, com vantagens como redução de até 60% na demanda de aeração, eliminação da necessidade de fonte externa de carbono e menor geração de lodo (Monfet *et al*., 2018; Hollas *et al*., 2022). Em suma, o efluente tratado apresenta concentrações de nitrogênio amoniacal inferiores a 20 mg N L^{-1} e remoção superior a 60% da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), atendendo a requisitos mínimos para lançamento em corpos hídricos, conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011).

As tecnologias de separação por membranas também vêm evoluindo significativamente, apresentando potencial para recuperação de nutrientes da fração líquida do digestato (Vaneeckhaute *et al*., 2017a). Embora ainda não amplamente difundidas em escala industrial, essas tecnologias permitem a obtenção de uma fração concentrada em nutrientes, passível de uso como fertilizante, além de água de reúso livre de contaminantes, adequada para aplicações como irrigação e limpeza. Estudos como de Gerardo *et al.* (2015) e Liu *et al.* (2015) reportam eficiências de remoção de

até 75–99% de nitrogênio (dependendo do pH) e 97–98% de fósforo. Entretanto, conforme apontado por Shi *et al.* (2018), a incrustação de membranas constitui uma limitação importante, elevando custos operacionais e de manutenção.

A precipitação química, por sua vez, destaca-se como uma das principais rotas de recuperação de nutrientes, incluindo a formação de fosfato de cálcio, estruvita e K-estruvita (Nagarajan *et al*., 2023). A precipitação de estruvita – $NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$ – baseia-se na reação estequiométrica entre fósforo, magnésio e amônio na razão molar 1:1:1, em condições alcalinas, com eficiências de recuperação que podem atingir 31% a 65% de N e 80% a 90% de P (Rahman *et al*., 2011; Amini *et al*., 2017;). Esse produto apresenta composição relevante – aproximadamente 12,5% de P, 5,7% de N e 9,9% de Mg – e atua como fertilizante de liberação lenta, promovendo maior eficiência no uso de nutrientes e reduzindo perdas por lixiviação, além de mitigar processos de eutrofização (Talboys *et al*., 2016; Szymanska *et al*., 2019).

Apesar dos avanços, desafios como custos operacionais, pureza do produto e estabilidade do processo ainda limitam sua ampla adoção (Barampouti *et al*., 2020). Estratégias para redução de custos incluem a seleção de fontes alternativas de magnésio, como $MgCl_2$, MgO ou subprodutos industriais, além de tecnologias emergentes, como processos assistidos por micro-ondas (Drosg *et al*., 2015; Barampouti *et al*., 2020).

No contexto brasileiro, destaca-se a aplicação prática do Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura (SISTRATES®), implantado em escala real no estado de Santa Catarina, que integra módulos para geração de energia, remoção de nitrogênio e recuperação de fósforo (Cândido *et al*., 2022). Sistemas dessa natureza demonstram a viabilidade técnica da valorização integrada do digestato, permitindo inclusive o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental vigente.

Em síntese, diversas tecnologias têm sido desenvolvidas para a valorização do digestato, com destaque para a separação sólido-líquido, fertirrigação, precipitação química, compostagem e secagem, consideradas as alternativas mais promissoras para recuperação de nutrientes. Tais abordagens estão alinhadas aos princípios da economia circular, ao promoverem o retorno de nutrientes ao solo e a redução da dependência de fertilizantes minerais. Contudo, a complexidade técnica, os custos envolvidos, os aspectos regulatórios e a percepção de valor agronômico do digestato

indicam a necessidade de avaliações integradas e criteriosas para subsidiar a tomada de decisão no setor.

4.5 AVALIAÇÃO ECONÔMICA E AMBIENTAL

O conceito de economia circular fundamenta-se na premissa de que os recursos naturais são finitos e, portanto, devem ser utilizados de maneira eficiente e sustentável, de modo a maximizar seu valor ao longo do tempo. Tal abordagem foi desenvolvida com base em contribuições da economia ambiental e em princípios das leis da termodinâmica, visando à concepção de um sistema econômico de caráter circular, no qual a reutilização de recursos contribui para a minimização de custos, conservação de energia e manutenção do equilíbrio sistêmico (Korhonen *et al*., 2018; De Pascale *et al*., 2021). Logo, além dos benefícios ambientais associados à preservação dos recursos naturais, destacam-se também os ganhos econômicos decorrentes da transformação de resíduos em novos produtos (Korhonen *et al*., 2018).

Ressalta-se que a economia circular se configura como um modelo que se contrapõe ao paradigma linear tradicional, baseado nas etapas de extração, produção, consumo e descarte, ao propor a reinserção contínua de materiais nos ciclos produtivos por meio de práticas como reutilização, reciclagem e reparo, com o objetivo de minimizar desperdícios e impactos ambientais (Blomsma; Brennan, 2017).

No contexto da gestão de resíduos agrícolas, os princípios da economia circular preconizam a devolução dos nutrientes ao seu estado não móvel, semelhante à condição anterior à sua extração do solo. Essa abordagem viabiliza a reutilização de resíduos como fertilizantes, promovendo o fechamento dos ciclos de nutrientes – aspecto fundamental para a sustentabilidade de longo prazo das atividades agropecuárias (Cossu, 2016). Assim, diante do avanço das exigências regulatórias e da crescente relevância da sustentabilidade, a valorização integral do digestato emerge como elemento-chave para o atendimento às normas ambientais e para a gestão eficiente de resíduos em plantas de biogás.

Apesar de sua relevância em escala global, a implementação efetiva dos princípios da economia circular na gestão de resíduos animais, especialmente no que se refere ao fechamento do ciclo de nutrientes, ainda enfrenta desafios significativos (Kapoor *et al*., 2020; Hollas, 2022). Nesse contexto, a aplicação de ferramentas analíticas, como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) associada a indicadores

econômicos, mostra-se essencial para subsidiar a tomada de decisão e identificar as tecnologias mais adequadas para o processamento do digestato, considerando simultaneamente aspectos ambientais e econômicos.

Atrelado a isso, Morillo e Villaverde (2017) reforçam essa perspectiva ao destacarem a importância de análises de custo-benefício e de impacto ambiental no desenvolvimento de estratégias sustentáveis. Além disso, estudos como o de Rehl e Müller (2011) compararam os impactos ambientais e a eficiência energética de diferentes alternativas de tratamento de digestato, incluindo armazenamento e aplicação agrícola, compostagem, secagem (em esteira, tambor e sistemas solares), concentração térmica e tratamentos físico-químicos.

De forma complementar, trabalhos como os de Sena e Hicks (2018), Ayodele *et al*. (2018) e Temizel-Sekeryan et al. (2021) evidenciam a relevância da integração entre ACV e análise econômica na avaliação de tecnologias de recuperação de nutrientes e energia, destacando a necessidade de considerar equivalências funcionais e infraestrutura ao longo do ciclo de vida. Essa abordagem integrada fundamenta o procedimento metodológico adotado no presente estudo.

Observa-se que a ACV se consolida como uma ferramenta robusta para a quantificação de entradas e saídas de sistemas produtivos, bem como para a avaliação de seus potenciais impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida. Sua aplicação tem se expandido significativamente nas últimas décadas, tanto no setor público quanto no privado, devido à sua capacidade de promover análises sistemáticas e comparáveis (Smith *et al*., 2019).

De acordo com as normas internacionais – *International Standard* –, como a ISO 14040 (2006) e a ISO 14044 (2006), bem como suas correspondentes brasileiras desenvolvidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NBR ISO 14040 (2014) e ABNT NBR ISO 14044 (2014) –, a ACV é estruturada em quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. A primeira etapa envolve a delimitação do sistema e a definição da unidade funcional, que permite a padronização das análises comparativas. A segunda etapa corresponde à elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), caracterizada pela quantificação dos fluxos de massa e energia, sendo considerada a fase mais complexa devido à necessidade de dados confiáveis (Hollas *et al*., 2022).

Na sequência, a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) estabelece a relação entre os dados do inventário e categorias de impacto ambiental. Em sistemas

agropecuários intensivos, destacam-se impactos associados às emissões atmosféricas, perdas de nutrientes e efeitos ecotoxicológicos (Vaneeckhaute *et al*., 2017; Duan *et al*., 2020; Alengebawy *et al*., 2022; Hollas *et al*., 2022).

A categoria de aquecimento global assume papel central, especialmente devido às emissões de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), reconhecidos por seu elevado potencial de aquecimento global, conforme indicado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2021). Entre outras categorias relevantes destacam-se acidificação, eutrofização e ecotoxicidade, que refletem os impactos decorrentes da mobilização de nutrientes e contaminantes no ambiente. Tais aspectos são amplamente representados em bases de dados consolidadas, como a Ecoinvent (2021), evidenciando a relevância desses fluxos em sistemas agrícolas.

A etapa final da ACV consiste na interpretação dos resultados, considerada crítica para a tomada de decisão. Diretrizes metodológicas recomendam a análise integrada da magnitude dos impactos, contribuições relativas, incertezas e coerência com os objetivos do estudo, evitando interpretações simplistas (Zampori *et al*., 2016). Complementarmente, abordagens orientadas à decisão propõem a integração de aspectos ambientais, econômicos e sociais, reconhecendo a existência de *trade-offs* entre alternativas tecnológicas (Pelletier *et al*., 2019).

A incorporação de indicadores econômicos à ACV é fundamental para garantir que soluções ambientalmente eficientes sejam também viáveis do ponto de vista financeiro. Evidências indicam que tecnologias com bom desempenho ambiental podem não se difundir devido a custos elevados (Ayodele *et al*., 2018; Temizel-Sekeryan *et al*., 2021). Assim, abordagens integradas que combinam ACV e análise econômica permitem avaliações mais realistas da sustentabilidade (Ayodele *et al*., 2018; Temizel-Sekeryan *et al*., 2021; Zhao *et al*., 2025).

Por fim, quando associada a análises prospectivas, essa integração amplia ainda mais seu potencial, permitindo a avaliação de cenários futuros e antecipação de desafios tecnológicos e econômicos. Nesse sentido, Cucurachi *et al*. (2018) destacam a importância de avaliações *ex-ante* para evitar dependências tecnológicas de longo prazo. Assim, a combinação entre ACV, indicadores econômicos e análise prospectiva configura-se como uma ferramenta estratégica para apoiar decisões em sistemas agroindustriais complexos, alinhando desempenho ambiental, viabilidade econômica e sustentabilidade de longo prazo.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. NBR ISO 14040 **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura Associação Brasileira de Normas Técnicas**. Rio de Janeiro: 2014.

ABNT. NBR ISO 14044: **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro: 2014. Disponível em: http://www.abnt.org.br/.Acesso em: 22 ago. 2022.

AHMED, N. et al. Struvite recovered from various types of wastewaters: characteristics, soil leaching behaviour, and plant growth. **Land Degradation and Development**, [*s. l.*], v. 29, n. 9, p. 2864–2879, 2018.

ALENGEBAWY, A.; MOHAMED, B. A.; JIN, K.; LIU, T.; GHIMIRE, N.; SAMER, M.; AI, P. A comparative life cycle assessment of biofertilizer production towards sustainable utilization of anaerobic digestate. **Sustainable Production and Consumption**, [*s. l.*], v. 33, p. 875–889, 2022.

AMINI, A. et al. Cost-effective treatment of swine wastes through recovery of energy and nutrients. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 69, p. 508–517, 2017.

ANDA – ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. Disponível em: http://anda.org.br/?mpg=03. 00.00&ver=por. Acesso em: 26 set. 2023.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Disponível em: http://www.dme-pc.com.br/atendimento/tarifas. Acesso em: 29 nov. 2021.

ATELGE, M. R.; ATABANI, A. E.; BANU, J. R.; KRISA, D.; KAYA, M.; ESKICIOGLU, C.; KUMAR, G.; LEE, C.; YILDIZ, Y. Ş.; UNALAN, S.; MOHANASUNDARAM, R.; DUMAN, F. A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery. **Fuel**, [*s. l.*], v. 270, 117494, 2020.

ARAB, G.; MCCARTNEY, D. Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock: Part I – Focus on physicochemical parameters. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 68, p. 74–84, 2017.

AYODELE, T. R.; OGUNJUYIGBE, A. S. O.; ALAO, M. A. Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 203, p. 718–735, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.282. Acesso em: 29 set. 2023.

BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S.; MALAMIS, D.; MOUSTAKAS, K.; LOIZIDOU, M. Exploring technological alternatives of nutrient recovery from digestate as a secondary resource. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [*s. l.*], v. 134, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110379. Acesso em: 29 set. 2023.

BHATTACHARYA, M.; GOSWAMI, S. **Microalgae**: A green multi-product biorefinery for future industrial prospects. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101580. Acesso em: 29 set. 2023.

BLOMSMA, F.; BRENNAN, G. The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. **Journal of Industrial Ecology**, [*s. l.*], v. 21, n. 3, p. 603-614, 2017. Disponível em: www.wileyonlinelibrary.com/journal/jie. Acesso em: 29 set. 2023.

BOROLE, A. P.; GREIG, A. L. Life-cycle assessment and systems analysis of hydrogen production. *In*: PANDEY, A.; MOHAN, S. V.; CHANG, J.-S.; HALLENBECK, P. C.; LARROCHE, C. (ed.). **Biohydrogen**. Amsterdam: Elsevier, 2019. p. 485-512.

BRASIL. **Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004**. Regulamenta a Lei nº 6.894. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 15 jan. 2004.

BRASIL. **Lei 6.894, de 16 de dezembro de 1980**. Dispõe sobre a inspeção e a fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ ccivil_03/leis/1980-1988/l6894.htm. Acesso em: 05 set. 2023.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 05 de set. 2023.

BRASIL. **Lei nº 14.300, de 6 de janeiro de 2022**. Marco legal da microgeração e minigeração distribuída, o Sistema de Compensação de Energia Elétrica (SCEE) e o Programa de Energia Renovável Social (PERS). Diário Oficial da União, Brasília, DF, 7 jan. 2022. Disponível em: https://in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.300-de-6-de-janeiro-de-2022-372467821. Acesso em: 05 ago. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Suinocultura de baixa emissão de carbono**: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos. Brasília, DF: MAPA, 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA). **Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020**. Brasília, DF: MAPA, 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Plano Safra 2021/2022**. Brasília, DF: MAPA, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/politica-agricola/planosafra/2021-2022. Acesso em: 27 set. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA/Mapa nº 25**, de 23 de julho de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 jul. 2009. Disponível em: https://diariofiscal.com.br/ZpNbw3dk20Xg IKXVGacL5NS8haIoH5PqbJKZaawfaDwCm/legislacaofederal/instrucao.normativa/2009/mapa.0025.html. Acesso em: 05 set. 2023.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Programa Nacional de Hidrogênio**, 2021. Disponível em: https://www.gov.br/mme/pt-br/programa-nacional-do-hidrogenio-1. Acesso em: 03 out. 2023.

CALDERA, U.; BREYER, C. Strengthening the global water supply through a decarbonised global desalination sector and improved irrigation systems. **Energy**, [*s.l*], v. 200, e117507, 2020.

CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept**. Journal of Environmental Management**, [*s. l.*], v. 301, e113825, 2022.

CE – Comissão Europeia. **Critical raw materials**, 2020. Disponível em: https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical_en:2020. Acesso em: 26 set. 2023.

CEPEA; USP; CNA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Universodade de São Paulo; Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. **PIB do agronegócio**: dados de 1996 a 2021. Disponível em: Disponível em: https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx. Acesso em: 26 set. 2023.

CEPEA; USP; CNA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada **Setor nacional de fertilizantes enfrenta deságios**. Disponível em: https://www.cepea.esalq.usp.br/br/opiniao-cepea/com-forte-dependencia-do-mercado-externo-setor-nacional-de-fertilizantes-enfrenta-desafios.aspx. Acesso em: 26 set. 2023.

CESARO, Alessandra. The valorization of the anaerobic digestate from the organic fractions of municipal solid waste: Challenges and perspectives. **Journal of Environmental ManagementAcademic Press**, [*s.*l], e111742, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111742. Acesso em: 29 set. 2023.

CHANNIWALA, S. A.; PARIKH, P. P. A unified correlation for estimating HHV of solid, liquid and gaseous fuels. **Fuel**, [*s.l],* v. 81, n. 8, p. 105-1063, 2002. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S0016-2361(01)00131-4. Acesso em: 29 set. 2023.

CHEONG, J. C.; LEE, J. T. E.; LIM, J. W.; SONG, S.; TAN, J. K. N.; CHIAM, Z. Y.; YAP, K. Y.; LIM, E. Y.; ZHANG, J.; TAN, H. T. W.; TONG, Y. W. Closing the food waste loop: Food waste anaerobic digestate as fertilizer for the cultivation of the leafy vegetable, xiao bai cai (Brassica rapa). **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 715, e136789, 2020.

CHERNICHARO, C. A. L. **Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater**. [*S. l.: s. n.*], 2006.

CIBIOGÁS. **Potencial de Produção de Biogás**: Mapeamento de Substratos e sua Conversão Energética no Sul do Brasil Relatório. 2018

COSSU. Back to Earth Sites: **From "nasty and unsightly" landfilling to final sink and geological repository**. Waste Management: Elsevier Ltd, 2016.

CONAB – COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Série histórica de produção no Brasil por unidades da Federação**. Brasília, 2021. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras. Acesso em: 26 set. 2023.

CORBALA-ROBLES, L.; STREICHER, J.; WEINZETTEL, J.; HUPPES, G. Life cycle assessment of biological pig manure treatment versus direct land application – a trade-off story. **Resources, Conservation and Recycling**, [*s.l.*], v. 131, p. 86-98, 2018.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. dos S.; FIGUEIREDO, V. S. **Fertilizantes Organominerais De Resíduos Do Agronegócio**: Avaliação Do Potencial Fertilizers : Evaluation of the Brazilian Economic Potential. [*S. l.: s. n.*], 2017.

CUCURACHI, S.; VAN DER GIESEN, C.; GUINÉE, J. Ex-ante LCA of emerging technologies. **Procedia** *CIRP*, [*s. l.*], v. 69, p. 463-468, 2018

CZEKALA, W.; JÓŹWIAKOWSKI, K.; LEWICKI, A.; STĘPIEŃ, W.; WYSOCKA-CZULOWSKA, A.; BRYCHCY, A.; MUŚLEWSKI, L. Digestate management in polish farms as an element of the nutrient cycle. **Journal of Cleaner Production**, [*s.l.*], v. 242, p. 118454, 2020.

DE PASCALE, A.; ARBOLINO, R.; SZOPIK-DEPCZYŃSKA, K.; LIMOSANI, M.; IOPPOLO, G. A systematic review for measuring circular economy: The 61 indicators. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 281, e124942, 2021.

DROSG, B.; FUCHS, W.; AL, T.; MADSEN, S. M.; LINKE, B. **Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing**. [*S. l.: s. n.*], 2015.

DELZEIT, R.; KELLNER, U. The impact of plant size and location on profitability of biogas plants in Germany under consideration of processing digestates. **Biomass and Bioenergy**, [*s. l.*], v. 52, p. 43–53, 2013.

DUAN, N.; KHOSHNEVISAN, B.; LIN, C.; LIU, Z.; LIU, H. Life cycle assessment of anaerobic digestion of pig manure coupled with different digestate treatment technologies. **Environment International**, [*s. l.*], v. 137, e105522, 2020.

ECOINVENT. Life **Cycle Inventory Database Ecoinvent Version 3.8**. Zürich, Switzerland, 2021. Disponível em: https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/data-releases/ecoinvent3-8/.Acesso em: 27 set. 2023.

ESTEVEZ, Maria M.; LINJORDET, Roar; HORN, Svein J.; MORKEN, John. Improving nutrient fixation and dry matter content of an ammonium-rich anaerobic digestion effluent by struvite formation and clay adsorption. **Water Science and Technology**, Londres, v. 70, n. 2, p. 337–344, 2014.

FERNANDES, F.; SILKINA, A.; FUENTES-GRÜNEWALD, C.; WOOD, E. E.; NDOVELA, V. L. S.; OATLEY-RADCLIFFE, D. L.; LOVITT, R. W.; LLEWELLYN, C. A. Valorising nutrient-rich digestate: Dilution, settlement and membrane filtration processing for optimisation as a waste-based media for microalgal cultivation. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 118, p. 197-208, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.037. Acesso em: 29 set. 2023.

FERTILIZER WEEK; FERTILIZER INTERNATIONAL; WORLD BANK. **Preços das Mercadorias.** Disponível em: <https://www.indexmundi.com /pt/pre%C3%A7os-de-mercado/>. Acesso em: 19 set. 2023.

FERNANDEZ-LOPEZ, M.; PUIG-GAMERO, M.; LOPEZ-GONZALEZ, D.; AVALOS-RAMIREZ, A.; VALVERDE, J.; SANCHEZ-SILVA, L. Life cycle assessment of swine and dairy manure: Pyrolysis and combustion processes. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 182, p. 184-192, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.140. Acesso em: 29 set. 2023.

FUCHS, W.; DROSG, B. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 67, n. 9, p. 1984-1993, 2013.

GERARDO, M. L.; ALJOHANI, N. H. M.; OATLEY-RADCLIFFE, D. L.; LOVITT, R. W. Moving towards sustainable resources: Recovery and fractionation of nutrients from dairy manure digestate using membranes. **Water Research**, [*s. l.*], v. 80, p. 80-89, 2015.

GIOCOLI, Alessandro; BERRU, Massimo; ROSSI, Fabio; MINUTILLO, Mario; PERNA, Andrea. Techno-economic viability of renewable electricity surplus to green hydrogen and biomethane for a sustainable energy system. **Renewable and Sustainable Energy Transition**, [*s.l.*] v. 3, p. 100051, 2023.

GONTARD, N.; SONESSON, U.; BIRKVED, M.; MAJONE, M.; BOLZONELLA, D.; CELLI, A.; ANGELLIER-COUSSY, H.; JANG, G. W.; VERNIQUET, A.; BROEZE, J.; SCHAER, B.; BATISTA, A. P.; SEBOK, A. A research challenge vision regarding management of agricultural waste in a circular bio-based economy. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology,** [*s. l.*], v. 48, n. 6, p. 614-654, 2018.

GRIGATTI, M.; BARBANTI, L.; HASSAN, M. U.; CIAVATTA, C. Fertilizing potential and CO2 emissions following the utilization of fresh and composted food-waste anaerobic digestates. **Science of the Total Environment,** [*s. l.*], v. 698, e134198, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134198. Acesso em: 29 set. 2023.

GUERCINI, S.; CASTELLI, G.; RUMOR, C. Vacuum evaporation treatment of digestate: Full exploitation of cogeneration heat to process the whole digestate production. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 70, n. 3, p. 479-485, 2014.

GUILAYN, F.; JIMENEZ, J.; MARTEL, J.; ROUEZ, M.; CREST, M.; PATUREAU, D. Digestate mechanical separation: efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 274, p. 180-189, 2019a.

GUILAYN, F.; JIMENEZ, J.; MARTEL, J.; ROUEZ, M.; CREST, M.; PATUREAU, D. First fertilizing-value typology of digestates: a decision-making tool for regulation. **Waste Management**, Oxford, v. 86, p. 67-79, 2019b.

HAJIZADEH, A.; MOHAMADI-BAGHMOLAEI, M.; CATA SAADY, N. M.; ZENDEHBOUDI, S. Hydrogen production from biomass through integration of anaerobic digestion and biogas dry reforming. **Applied Energy**, Oxford, v. 309, p. 118442, 2022.

HERBES, C.; ROTH, U.; WULF, S.; DAHLIN, J. Economic assessment of different biogas digestate processing technologies: **A scenario-based analysis. Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 255, e1202821, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120282. Acesso em: 29 set. 2023.

HOLLAS, Camila Ester. **Tecnologias de tratamento de resíduos agropecuários como indutoras à economia circular no agronegócio**. 2022. 281f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2022.

HOLLAS, Camila Ester; KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luiz Radis; AMARAL, Adilson Cezar; ETZKORN, Cláudio. Life cycle assessment of waste management from the Brazilian pig chain residues in two perspectives: Electricity and biomethane production. **Journal of Cleaner Production**, [*s.l.*], v. 354, p. 131654, 2022.

HOLLAS, Camila Ester; KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luiz Radis; AMARAL, Adilson Cezar; ETZKORN, Cláudio. Environmental performance of digestate composting routes under a life cycle perspective. **Waste Management**, [*s.l.*], v. 157, p. 77-88, 2023.

HOSSAIN, A. K.; SERRANO, C.; BRAMMER, J. B.; OMRAN, A.; AHMED, F.; SMITH, D. I.; DAVIES, P. A. Combustion of fuel blends containing digestate pyrolysis oil in a multi-cylinder compression ignition engine. **Fuel**, [*s. l.*], v. 171, p. 18-28, 2016.

HUIJBREGTS, Mark A. J.; STEINMANN, Zoran J. N.; ELSHOUT, Pieter M. F.; STAM, Geert; VERONES, Francesca; VIEIRA, Marisa; ZIJPKER, Jan; HOLLANDER, Anne; VAN ZELM, Rosalie. ReCiPe 2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. The International Journal of Life Cycle Assessment, [*s.l.*], v. 22, n. 2, p. 138-147, 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agropecuária**. 2021. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/. Acesso em: 20 set. 2023.

INÁCIO, C. T.; CAMPOS, D. V. B. de; ANTES, F. G.; MORES, R.; KUNZ, A.; BRUNETTO, G.; NATALE, W.; DE CONTI, L.; WELTER, P. D.; MARCHEZAN, C.; MENEZES, J. F. S.; DIAS, R. de C.; ALVES, B. J. R.. Struvite potential as a slow-release fertilizer for phosphorus sustainable management in Brazilian agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [*s.l.*], v. 49, e0240127, 2025.

IPCC. **Climate Change 2021**: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.

IRENA - International Renewable Energy Agency. **Renewable Power Generation Costs 2020**. [*S.l., s.n.*], 2021.

ISO 14040. **Environmental management – life cycle assessment**: Principles and framework. International Organisation for Standardisation (ISO) International Organisation for Standardisation (ISO). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Geneva, Switzerland, 2006.

ISO 14044. **Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines.** International Organisation for Standardisation (ISO)The International Standards Organisation (ISO). The International Journal of Life Cycle Assessment, Geneva, Switzerland, 2006. Disponível em: <https://www.indexmundi. com /pt/pre%C3%A7os-de-mercado/>. Acesso em: 19 set. 2023.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; BUSTAMANTE, M. A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; LÓPEZ-LLUCH, D. B.; GAVILANES-TERÁN, I.; MORAL, R. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 141, p. 1349–1358, 2017.

JIANG, D.; ZHU, S. Advances in dark fermentation hydrogen production technologies. Waste to Renewable Biohydrogen. Advances in Theory and Experiments, [*s.l.*], v. 22, p. 123-137, 2021.

KAPARAJU, P. L. N.; RINTALA, J. A. Thermophilic anaerobic digestion of industrial orange waste. **Environmental Technology**, [*s. l.*], v. 27, n. 6, p. 623-633, 2006.

KAPOOR, R.; GHOSH, P.; KUMAR, M.; SENGUPTA, S.; GUPTA, A.; KUMAR, S. S.; VIJAY, V.; KUMAR, V.; KUMAR VIJAY, V.; PANT, D. **Valorization of agricultural waste for biogas based circular economy in India**: A research outlook. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2020.

KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, [*s. l.*], v. 143, p. 37-46, 2018.

KOTLER, P.; ARMSTRONG, G. **Princípios de marketing**. São Paulo: Pearson, 2008.

KOTLER, P.; KELLER, K. L. **Administração de marketing**. São Paulo: Pearson, 2012.

KTBL – KURATORIUM FUR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT. **Dieselbedarfsrechner**, 2017. Disponível em: https://www.ktbl.de/webanwendungen /dieselbedarfsrechner. Acesso em: 19 set. 2023.

KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luiz Radis; AMARAL, Adilson Cezar (Org.). **Fundamentals of anaerobic digestion, biogas purification, use and treatment of digestate**. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves, 2022.

LAI, C. S. et al. Levelized cost of electricity for photovoltaic/biogas power plant hybrid system with electrical energy storage degradation costs. **Energy Conversion and Management**, [*s.l.*], v. 153, p. 34-47, 2017.

LE, V. G.; VO, D. V. N.; NGUYEN, N. H.; SHIH, Y. J.; VU, C. T.; LIAO, C. H.; HUANG, Y. H. Struvite recovery from swine wastewater using fluidized-bed homogeneous granulation process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], v. 9, n. 3, e10501910p, 2021.

LIU, Xi; ZHOU, J.; ZHANG, Y.; LIU, Xiaoning; CHEN, Y.; YONG, X.; WANG, S.; ZHENG, T.; YUAN, H. Continuous process of biogas purification and co-production of nano calcium carbonate in multistage membrane reactors. Chemical Engineering Journal, [*s. l.*], v. 271, p. 223–231, 2015.

LÜ, F.; LUO, C.; SHAO, L.; HE, P. Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching Methanosaeta and then Methanosarcina. **Water Research**, [*s. l.*], v. 90, p. 34–43, 2016.

MANYI-LOH, C. E.; MAMPHWELI, S. N.; MEYER, E. L.; OKOH, A. I. **Microbial anaerobic digestion**: process dynamics and implications from renewable energy, environmental and agronomy perspectives. [*S. l.*]: Center for Environmental and Energy Research and Studies, 2019.

MAURER, C.; MÜLLER, J. Ammonia (NH3) emissions during drying of untreated and dewatered biogas digestate in a hybrid waste-heat/solar dryer. **Engineering in Life Sciences**, [*s. l.*], v. 12, n. 3, p. 321–326, 2012.

MAURER, Claudia; MÜLLER, Joachim. Drying characteristics of biogas digestate in a hybrid waste-heat/solar dryer. **Energies**, [*s.l.*], v. 12, n. 7, e711294, 2019.

MCDOWELL, D.; DICK, J. T.; EAGLING, L.; JULIUS, M.; SHELDRAKE, G. N.; THEODORIDOU, K.; WALSH, P. J. Recycling nutrients from anaerobic digestates for the cultivation of Phaeodactylum tricornutum: A feasibility study. **Algal Research**, [*s. l.*], v. 48, e101893, 2020.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B. da; NICOLOSO, R. da S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF, v. 24, n. 1, p. 31-46, 2015a.

MIELE, M. Panorama e indicadores econômicos da suinocultura brasileira. *In*: KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M.; MIRANDA, C. R.; SANTOS FILHO, J. I. dos (Org.). **Produção e utilização de biogás na agropecuária brasileira.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2015b, p. 237–264. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1167457. Acesso em: 25 mar. 2026.

MITO, J. Y. de L.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C.; HIGARASHI, M. M.; SANTOS FILHO, J. I. dos. **Metodologia para estimar o potencial de biogás e biometano a partir de plantéis suínos e bovinos no Brasil.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2018.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. de C. **Dejeto líquido de suínos como fertilizante orgânico**. Londrina, PR: Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR), 2015. (Boletim técnico, n. 84). 26 p.

MONFET, E.; AUBRY, G.; RAMIREZ, A. A. **Nutrient removal and recovery from digestate**: a review of the technology technology. [*S. l.*]: Taylor and Francis Ltd., 2018.

MORES, R.; CUNHA JUNIOR, A.; ANTES, F. G.; DI LUCCIO, M.; ORO, C. E. D.; TRES, M. V.; STEFFENS, C.; STEFFENS, J.; KUNZ, A.; DALLAGO, R. M. Electrochemical precipitation of struvite from wastewater: a sustainable approach for nitrogen recovery. **Separations**, [*s. l.*], v. 12, n. 5, e108, 2025.

MORILLO, E.; VILLAVERDE, J. **Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils**. [*S. l.*]: Elsevier B.V., 2017.

MUYS, M.; PHUKAN, R.; BRADER, G.; SAMAD, A.; MORETTI, M.; HAIDEN, B.; PLUCHON, S.; ROEST, K.; VLAEMINCK, S. E.; SPILLER, M. A systematic comparison of commercially produced struvite: Quantities, qualities and soil-maize phosphorus availability. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 756, e143726, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143726. Acesso em: 29 set. 2023.

NAGARAJAN, A.; GOYETTE, B.; RAGHAVAN, V.; BHASKAR, A.; RAJAGOPAL, R. **Nutrient recovery via struvite production from livestock manure-digestate streams**: Towards closed loop bio-economy. [*S. l.*]: Institution of Chemical Engineers, 2023.

NAGARAJAN, D.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. **Integration of anaerobic digestion and microalgal cultivation for digestate bioremediation and biogas upgrading**. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2019.

NEUMANN, J.; MEYER, J.; OUADI, M.; APFELBACHER, A.; BINDER, S.; HORNUNG, A. The conversion of anaerobic digestion waste into biofuels via a novel

Thermo-Catalytic Reforming process. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 47, p. 141-148, 2016.

ORNER, K. D. et al. Improving Life Cycle Economic and Environmental Sustainability of Animal Manure Management in Marginalized Farming Communities through Resource Recovery. **Environmental Engineering Science**, [*s.l.*], v. 38, n. 5, p. 310–319, 1 maio 2021.

PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo**. Brasília: Embrapa, 2021.

PELLETIER, N.; BAMBER, N.; BRANDÃO, M. **Interpreting life cycle assessment results for integrated sustainability decision support**: can an ecological economic perspective help us to connect the dots?. [*S. l.*]: Springer Verlag, 2019.

PENG, W.; PIVATO, A**. Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy**. [*S. l.*]: Springer Netherlands, 2019.

RAHMAN, M. M.; LIU, Y. H.; KWAG, J. H.; RA, C. S. Recovery of struvite from animal wastewater and its nutrient leaching loss in soil. **Journal of Hazardous Materials**, [*s. l.*], v. 186, n. 2-3, p. 2026-2030, 2011.

RAJPAL, A.; BHARGAVA, R.; CHOPRA, A. K.; KUMAR, T. Vermistabilization and nutrient enhancement of anaerobic digestate through earthworm species Perionyx excavatus and Perionyx sansibaricus. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, [*s. l.*], v. 16, n. 2, p. 219-226, 2014.

REHL, T.; MÜLLER, J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. **Resources, Conservation and** Recycling, [*s. l.*], v. 56, n. 1, p. 92-104, 2011.

ROLLETT, A.; TAYLOR, M.; CHAMBERS, B.; LITTERICK, A. **Guidance on suitable organic material applications for land restoration and improvement: final report.** Stirling, UK: Scottish Environment Protection Agency (SEPA), 2015. Disponível em: https://www.sepa.org.uk/media/162859/sepa-soil-formation-guidance-document.pdf. Acesso em: 27 set. 2023.

SENA, M.; HICKS, A. **Life cycle assessment review of struvite precipitation in wastewater treatmen**t. [*S. l.*]: Elsevier B.V., 2018.

SHI, L.; SIMPLICIO, W. S.; WU, G.; HU, Z.; HU, H.; ZHAN, X. **Nutrient Recovery from Digestate of Anaerobic Digestion of Livestock Manure**: a Review. [*S. l.*]: Springer, 2018.

SMITH, L.; IBN-MOHAMMED, T.; KOH, L.; REANEY, I. M. Life cycle assessment of functional materials and devices: Opportunities, challenges, and current and future trends. **Journal of the American Ceramic Society**, [*s. l.*], v. 102, n. 12, p. 7037-7064, 2019.

SOMMER, S. G.; HJORTH, M.; LEAHY, J. J.; ZHU, K.; CHRISTEL, W.; SØRENSEN, C. G.; SUTARYO, S. Pig slurry characteristics, nutrient balance and biogas production as affected by separation and acidification. **Journal of Agricultural Science**, [*s. l.*], v. 153, n. 1, p. 177-191, 2015.

SONWAI, A.; PHOLCHAN, P.; TIPPAYAWONG, N. Machine learning approach for determining and optimizing influential factors of biogas production from lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, [*s.l.*]. v. 383, n. 1, e129235, 2023.

SRISOWMEYA, G.; CHAKRAVARTHY, M.; NANDHINI DEVI, G. Critical considerations in two-stage anaerobic digestion of food waste: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [*s.l.*], v. 119, e-109587, 2020.

STÜRMER, B.; PFUNDTNER, E.; KIRCHMEYR, F.; USCHNIG, S. Legal requirements for digestate as fertilizer in Austria and the European Union compared to actual technical parameters. **Journal of Environmental Management**, [*s. l.*], v. 253, e109756, 2020.

SZYMANSKA, M.; SZARA, E.; WAS, A.; SOSULSKI, T.; VAN PRUISSEN, G. W. P.; CORNELISSEN, R. L. Struvite – an innovative fertilizer from anaerobic digestate produced in a bio-refinery. **Energies**, [*s. l.*], v. 12, n. 2, e296, 2019.

TALBOYS, P. J.; HEPPELL, J.; ROOSE, T.; HEALEY, J. R.; JONES, D. L.; WITHERS, P. J. A. Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management?. **Plant and Soil**, [*s. l.*], v. 401, n. 1-2, p. 109-123, 2016.

TAMBONE, F.; ORZI, V.; D'IMPORZANO, G.; ADANI, F. Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. Bioresource **Technology**, [*s. l.*], v. 243, n. 2, p. 1251-1256, 2017.

TAMPIO, E.; ERVASTI, S.; RINTALA, J. Characteristics and agronomic usability of digestates from laboratory digesters treating food waste and autoclaved food waste. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 94, p. 86-92, 2015.

TAMPIO, E.; SALO, T.; RINTALA, J. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. Journal of Environmental Management, [*s. l.*], v. 169, p. 293-302, 2016.

TÁPPARO, D. C., CÂNDIDO, D., STEINMETZ, R. L. R., ETZKORN, C., AMARAL, A. C., ANTES, F. G., & KUNZ, A. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, [*s.l.*], v. 15, e100716, 2021.

TEMIZEL-SEKERYAN, S.; WU, F.; HICKS, A. L. Life Cycle Assessment of Struvite Precipitation from Anaerobically Digested Dairy Manure: A Wisconsin Perspective. Integrated **Environmental Assessment and Management**, [*s. l.*], v. 17, n. 1, p. 292-304, 2021.

TORRES-CLIMENT, A.; MARTIN-MATA, J.; MARHUENDA-EGEA, F.; MORAL, R.; BARBER, X.; PEREZ-MURCIA, M. D.; PAREDES, C. Composting of the Solid Phase of Digestate from Biogas Production: Optimization of the Moisture, C/N Ratio, and pH Conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis,** [*s. l.*], v. 46, p. 197-207, 2015.

VAMBE, M.; COOPOOSAMY, R. M.; ARTHUR, G.; NAIDOO, K. Potential role of vermicompost and its extracts in alleviating climatic impacts on crop production. **Journal of Agriculture and Food Research**, [*s. l.*], v. 12, e100585, 2023.

VANEECKHAUTE, C.; LEBUF, V.; MICHELS, E.; BELIA, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. Assessing nutrient use efficiency and environmental pressure of macronutrients in biobased mineral fertilizers: a review of recent advances and best practices at field scale. In: SPARKS, D. L. (ed.). **Advances in Agronomy**. San Diego: Academic Press, 2014, p. 137-180.

VANEECKHAUTE, C.; LEBUF, V.; MICHELS, E.; BELIA, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. **Nutrient Recovery from Digestate**: Systematic Technology Review and Product Classification. [*S. l.*]: Springer Netherlands, 2017.

VAZ, V. **Análise termoeconômica de uma planta rural de biogás integrada a um sistema de fertirrigação**. 2022. 101f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2022. Disponível em: https://tede.unioeste.br/handle/tede/6073. Acesso em: 29 set. 2023.

VOBĚRKOVÁ, S.; VAVERKOVÁ, M. D.; BUREŠOVÁ, A.; ADAMCOVÁ, D.; VRŠANSKÁ, M.; KYNICKÝ, J.; BRTNICKÝ, M.; ADAM, V. Effect of inoculation with white-rot fungi and fungal consortium on the composting efficiency of municipal solid waste. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 61, p. 157-164, 2017.

WALL, D. M.; MCDONAGH, S.; MURPHY, J. D. **Cascading biomethane energy systems for sustainable green gas production in a circular economy**. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2017.

WORLD NUCLEAR ASSOCIATION. **Heat values of various fuels**. 2023. Disponível em: https://world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/heat-values-of-various-fuels.aspx. Acesso em: 27 set. 2023.

XUE, Y. nan; LUAN, W. xin; WANG, H.; YANG, Y. jie. Environmental and economic benefits of carbon emission reduction in animal husbandry via the circular economy: Case study of pig farming in Liaoning, China. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 238, e117968, 2019.

YANG, D.; ZHANG, J.; XIE, M.; TONG, X.; JIANG, T.; YU, W.; QU, D. An integrated hollow fiber membrane contactor and chemical precipitation to recover N, P and K from human urine wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], v. 10, n. 3, e107844, 2022.

YELLEZUOME, D.; NZIHOU, A.; GOBERNA, M.; MARTÍNEZ, E. J.; GÓMEZ, X. Integration of two-stage anaerobic digestion process with in situ biogas upgrading. **Bioresource Technology,** [S. l.], v. 367, e128270, 2023.

ZAMPORI, L.; SALA, S.; CASTELLANI, V. **Guide for interpreting life cycle assessment results**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.

ZHANG, L.; LOH, K. C.; ZHANG, J. Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: current status and prospects. **Bioresource Technology Reports**, [*s. l.*], v. 5, p. 12–20, 2019.

ZHANG, J.; GU, D.; CHEN, J.; HE, Y.; DAI, Y.; LOH, K. C.; TONG, Y. W. Assessment and optimization of a decentralized food-waste-to-energy system with anaerobic digestion and CHP for energy utilization. **Energy Conversion and Management**, [*s. l.*], v. 228, e113633, 2021.

ZHAO, S.; SCHMIDT, S.; QIN, W.; LI, J.; LI, G.; ZHANG, W. Towards the circular nitrogen economy – A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 704, e135401, 2020.

ZHAO, D.; CHEN, Y.; YUAN, H.; CHEN, D. Life cycle optimization oriented to sustainable waste management and circular economy: A review. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 191, p. 89-106, 2025.

6 ARTIGO 1 – AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA ABORDANDO O GERENCIAMENTO DO DIGESTATO SUINÍCOLA DAS ROTAS SÓLIDAS E LÍQUIDAS

Avaliação de ciclo de vida abordando o gerenciamento do digestato suinícola das rotas sólidas e líquidas[1]

Resumo: O manejo inadequado do digestato, o efluente líquido da digestão anaeróbia, tornou-se um dos principais gargalos para a implementação eficaz da digestão anaeróbia em conformidade com regulamentações ambientais cada vez mais rigorosas. Nesse contexto, as tecnologias de valorização emergem como alternativas essenciais para reclassificar o digestato como um subproduto, reduzindo os impactos ambientais e possibilitando a circularidade de nutrientes. O presente estudo teve como objetivo comparar o desempenho ambiental de diferentes tecnologias aplicadas às frações sólida e líquida do digestato suíno, integrando a avaliação do ciclo de vida com simulações de Monte Carlo e testes de inferência estatística para quantificar incertezas e garantir a robustez das comparações entre cenários. A avaliação considerou a unidade funcional de 1m³ de digestato tratado e comparou cinco cenários para a fração sólida, envolvendo fertirrigação, secagem, compostagem e precipitação química. Para a fração líquida, foram considerados quatro cenários: fertirrigação, precipitação química integrada à remoção biológica de nitrogênio e alternativas associadas à recuperação por amônia *air stripping*. Os resultados mostraram que a precipitação de estruvita gerou os maiores benefícios ambientais entre as alternativas avaliadas para a fração sólida, reduzindo o aquecimento global em 6,69kg CO_2 eq e as perdas de fósforo em 0,003kg P eq. Para a fração líquida, os cenários integrados com amônia *air stripping* evitaram até 3,8kg de sulfato de amônio sintético, resultando em reduções significativas nos impactos de acidificação terrestre e ecotoxicidade. Em contrapartida, as alternativas sem recuperação de nitrogênio apresentaram os menores benefícios, demonstrando que a recuperação desse nutriente é decisiva para a competitividade ambiental das rotas de valorização, principalmente por possibilitar a substituição efetiva de fertilizantes nitrogenados sintéticos.

Palavras-chave: Valorização do digestato, Recuperação de nutrientes, Impactos ambientais, Digestão anaeróbica, Uso evitado de fertilizantes minerais.

Destaques:

- A ACV baseada em incertezas com inferência estatística permite uma interpretação robusta dos resultados;
- A recuperação de nitrogênio é o fator determinante do desempenho ambiental no manejo de digestato.
- A precipitação de estruvita proporciona os maiores benefícios líquidos em vias de digestato sólido.
- O fosfato de cálcio com remoção de amônia alcança um impacto comparável ao da estruvita.

6.1 INTRODUÇÃO

[1]Artigo submetido ao periódico internacional Waste Management, com classificação A1 no sistema Qualis/CAPES, na área de Engenharia Ambiental e Ciências dos Resíduos.

A cadeia produtiva da suinocultura brasileira configura-se como uma das mais competitivas e dinâmicas do mundo, desempenhando papel significativo no crescimento e no desenvolvimento econômico do país (Guimarães *et al*., 2017). No entanto, o modelo de produção intensiva adotado pelo setor resulta na geração de grandes volumes de resíduos orgânicos, frequentemente concentrados em pequenas propriedades rurais com limitada área agrícola disponível para sua disposição, o que representa relevantes riscos ambientais e sanitários (Guilayn *et al*., 2019c; Singh *et al*., 2022).

Nas últimas décadas, políticas voltadas à sustentabilidade e à economia circular têm tornado o tratamento eficiente de resíduos orgânicos uma prioridade estratégica (Farzad *et al*., 2017; Cândido *et al*., 2022). Nesse contexto, a digestão anaeróbia (DA) consolidou-se como uma tecnologia fundamental para a recuperação de energia a partir desses resíduos. Contudo, apesar de seu potencial, a DA ainda enfrenta desafios significativos, uma vez que a gestão inadequada do digestato frequentemente limita sua efetiva implementação em conformidade com regulamentações ambientais cada vez mais rigorosas (Peng; Pivato, 2019; Herbes *et al*., 2020a).

A aplicação agrícola constitui o principal destino do digestato; entretanto, seu aproveitamento agronômico é frequentemente restringido pelo elevado teor de umidade, pela saturação de nutrientes nas regiões produtoras, pela variabilidade sazonal da demanda das culturas, pelos altos custos de transporte e pela limitada aceitação de mercado (Baramputi *et al*., 2020). Esses desafios são agravados por restrições logísticas, uma vez que o digestato é geralmente aplicado nas proximidades das plantas de biogás, favorecendo o acúmulo de nutrientes no solo e elevando o risco cumulativo de impactos ambientais, como a eutrofização de corpos hídricos e a emissão de gases potencialmente nocivos, como amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) (Vaneeckhaute *et al*., 2014; Herbes *et al*., 2020a). Como consequência, o digestato é frequentemente tratado como um resíduo de baixo valor e comercializado com deságio em relação ao seu potencial fertilizante (Miele *et al*., 2015). Para reverter essa percepção e possibilitar sua reclassificação como subproduto útil, conforme normas regulatórias, torna-se essencial submetê-lo a processos de valorização.

Nesse sentido, a literatura indica um consenso de que as tecnologias de manejo do digestato podem ser divididas em rotas de tratamento das frações sólida e

líquida, em função de sua composição heterogênea e do comportamento distinto de cada fração. A separação sólido-líquido (SSL) é amplamente adotada como etapa preliminar, pois, além de melhorar o manuseio e a eficiência operacional, possibilita a aplicação de tecnologias específicas de valorização para cada fração.

Para a fração sólida, rica em matéria orgânica e fósforo, destacam-se estratégias como secagem, compostagem e pirólise (Tambone *et al*., 2017; Monfet *et al*., 2018; Baramputi *et al*., 2020). Por sua vez, a fração líquida, caracterizada por elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, é geralmente submetida a processos de recuperação de nutrientes, como a precipitação de estruvita e a remoção de amônia por *air stripping* (AAS), ou a processos de remoção, como nitrificação e desnitrificação (Fuchs; Drosg, 2013; Monfet *et al*., 2018; Cesaro, 2021b).

Diversos estudos têm aplicado a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para comparar tecnologias de gestão do digestato, com o objetivo de identificar configurações mais sustentáveis em termos de emissões de gases de efeito estufa, recuperação de nutrientes e geração de energia. Entre esses, os estudos de Rehl e Müller (2011) identificam que a viabilidade ambiental da secagem do digestato depende fortemente da fonte de energia, sendo mais sustentável quando baseada em energia solar ou calor residual, em detrimento de combustíveis fósseis.

Além disso, Alengebawy *et al*. (2022) avaliam biofertilizantes produzidos a partir de frações de digestato tratadas separadamente, evidenciando compensações ambientais entre diferentes rotas de valorização. Já Duan *et al*. (2020) observam que a aplicação direta do digestato apresenta desempenho ambiental mais favorável, embora o cultivo de microalgas com pré-tratamento também demonstre potencial promissor sob a perspectiva ambiental e energética. Por último, Hollas *et al*. (2023) destacam o sistema SISTRATES® como uma solução promissora, ao integrar eficiência técnica, ambiental e econômica no tratamento de dejetos suínos, com recuperação de energia e fósforo.

Apesar desses avanços, a análise de incertezas por meio de simulações de Monte Carlo, combinadas à inferência estatística, ainda é pouco explorada em estudos de ACV voltados ao manejo do digestato. Ademais, são escassos os estudos que comparam tecnologias de tratamento aplicadas separadamente às frações sólida e líquida. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo realizar uma ACV de tecnologias de valorização do digestato de origem suína, comparando o desempenho ambiental de rotas alternativas de tratamento para as frações sólida e líquida, bem

como identificando os principais pontos críticos ambientais. Dessa forma, esta abordagem analítica contribui para uma compreensão mais robusta do desempenho ambiental dessas tecnologias e subsidia o desenvolvimento de estratégias mais sustentáveis para a recuperação de nutrientes no contexto da digestão anaeróbia.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Avaliação do ciclo de vida

Para analisar os potenciais impactos ambientais, bem como os benefícios associados a diferentes cenários de valorização do digestato, aplicou-se a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A avaliação foi conduzida com o auxílio do software SimaPro 9.2.0.1 (PRÉ, 2022), em conformidade com as recomendações das normas ISO 14040 (2006a) e ISO 14044 (2006b), que estabelecem diretrizes para a ACV, e em consonância com estudos anteriores (Styles *et al*., 2018; Duan *et al*., 2020; Alengewaby *et al*., 2022; Hollas *et al*., 2023).

Conforme definido por essas normas, o procedimento de ACV compreende quatro fases complementares: (i) definição do objetivo, do escopo e da unidade funcional; (ii) elaboração do inventário do ciclo de vida; (iii) avaliação de impacto do ciclo de vida; e (iv) interpretação dos resultados. Para a quantificação dos impactos, considerando que os produtos recuperados substituem diretamente produtos equivalentes disponíveis no mercado, adotou-se a expansão de sistema por meio da abordagem de ônus evitado, conforme recomendado pela ISO 14044 (2006b) para sistemas multifuncionais (Hollas *et al*., 2022).

Nesse contexto, os nutrientes recuperados foram considerados substitutos da ureia, para o nitrogênio (N); do superfosfato triplo (TSP), para o fósforo (P); e do cloreto de potássio, para o potássio (K). Adicionalmente, em cenários que incluíram a remoção de amônia por *air stripping* (AAS), o sulfato de amônio foi considerado um produto evitado, uma vez que constitui o principal composto gerado nesse processo. Por fim, nos cenários que contemplaram o aproveitamento do calor residual do conjunto motor-gerador, considerou-se o uso evitado de lenha.

6.2.2 Definição de objetivo, unidade funcional e escopo

O objetivo deste estudo é comparar o desempenho ambiental de cinco alternativas de tratamento aplicadas à fração sólida e quatro alternativas destinadas à fração líquida do digestato. A análise busca identificar os principais pontos críticos ambientais de cada rota tecnológica, bem como quantificar se essas opções de tratamento resultam em benefícios ambientais líquidos.

A unidade funcional (UF) adotada foi unitária, correspondendo à gestão de 1 m³ de digestato bruto. Essa escolha mostra-se adequada devido à sua versatilidade e representatividade em diferentes contextos operacionais, permitindo uma comparação mais abrangente entre os cenários e configurações avaliados. A definição da UF está em consonância com estudos anteriores de ACV (Styles *et al*., 2018; Hollas *et al*., 2023).

O escopo do estudo abrange desde o digestato bruto até sua aplicação no solo, seja na forma in natura ou como produtos resultantes de rotas de valorização – digestato seco, composto, estruvita, fosfato de cálcio e sulfato de amônio. Dessa forma, os limites do sistema foram expandidos para incluir não apenas as tecnologias de processamento do digestato, mas também sua aplicação agrícola, caracterizando uma abordagem *cradle-to-grave*. Conforme destacado por Duan *et al*. (2020), essa abordagem diferencia o presente estudo de trabalhos anteriores que restringiram a análise exclusivamente à etapa de processamento (Rehl; Müller, 2011; Styles *et al*., 2018).

Os limites do sistema excluem os impactos associados à fabricação dos equipamentos de tratamento, bem como todos os fluxos de massa e energia anteriores à geração do digestato. Isso implica que os impactos ambientais dos processos a montante – como a cadeia produtiva da suinocultura e a operação da planta de biogás – não são considerados (Esteves *et al*., 2019; Duan *et al*., 2020; Hollas *et al*., 2023). Ademais, essa delimitação é justificada pelo foco do estudo nos impactos ambientais decorrentes das mudanças nas práticas de manejo do digestato, sem abranger todo o sistema produtivo.

A avaliação tem início após a etapa de separação sólido-líquido (SSL), sendo as frações sólida e líquida analisadas de forma independente, com o objetivo de identificar as tecnologias mais adequadas para a recuperação de nutrientes em cada caso. Na avaliação das alternativas da fração sólida (FS) – representada por ".s" na Figura 2 –, que apresenta uma taxa de separação de massa fresca (R_SF) de 0,35 (Guilayn *et al*., 2019a; Carraro *et al*., 2024); aplica-se um limite interno que

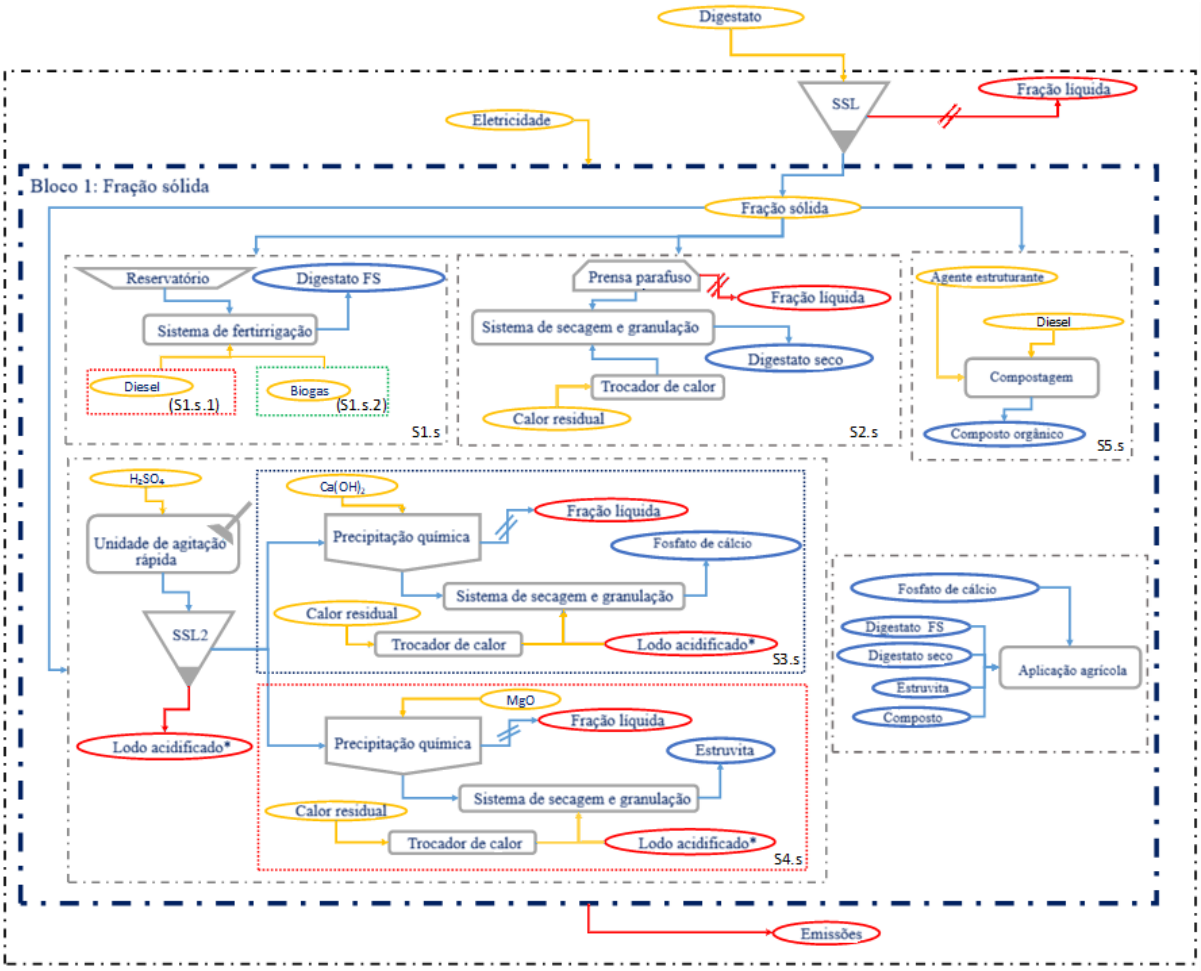
desconsidera as contribuições ambientais da fração líquida (FL) – representada como ".l" na Figura 3 –, a qual possui R_SF de 0,65, e vice-versa. Ressalta-se que esse critério de corte não corresponde à abordagem de *cut-off* adotada em bancos de dados como o Ecoinvent (2021).

Entre as tecnologias de separação disponíveis, considerou-se o uso de tanques de sedimentação simples, amplamente empregados no Brasil em função dos baixos custos de implementação e operação (Chini *et al*., 2021; Cândido *et al*., 2022). Neste estudo, o bloco sólido corresponde ao lodo retido nesses tanques. Embora esse material apresente elevado teor de umidade, essa definição está alinhada ao uso consolidado na literatura, na qual o lodo de sedimentação (FS) é considerado o material mecanicamente separado da fração líquida (FL), mesmo quando contém alta quantidade de água (Guilayn *et al*., 2019a). A adoção desse critério justifica-se por representar o ponto efetivo de divergência dos fluxos no sistema, a partir do qual são definidas rotas tecnológicas independentes, servindo de base para o balanço de massa e a subsequente avaliação ambiental.

6.2.3 Descrição dos cenários

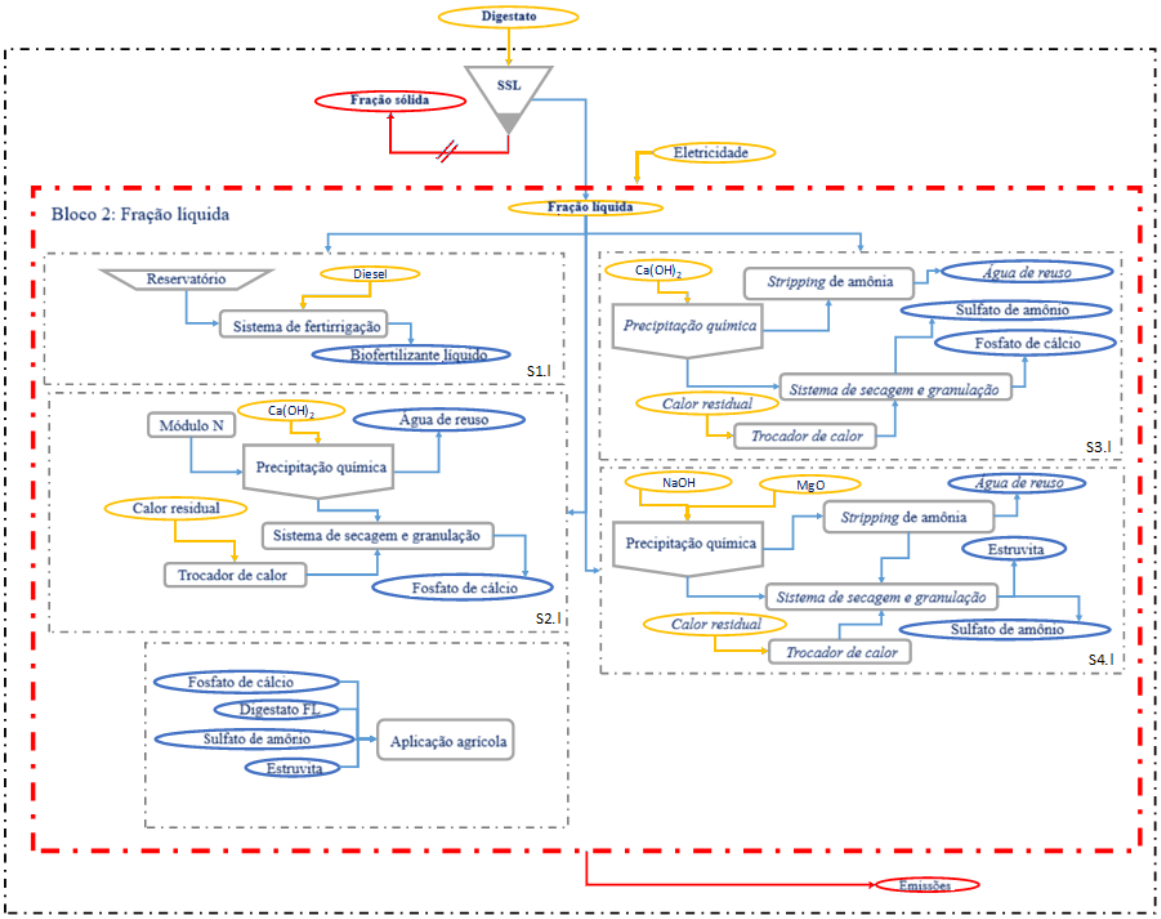
As Figuras 2 e 3 ilustram esquematicamente os limites do sistema e a disposição de cada cenário, servindo como referência visual para a descrição subsequente. Dados detalhados sobre consumo de energia, insumos e fatores de emissão utilizados para o cálculo dos impactos ambientais de cada cenário estão compilados no Material Suplementar (Tabelas 1S–8S) e resumidos nas Tabelas 3 e 4.

Figura 2. Representação esquemática dos cenários do bloco da fração sólida (FS). S1.1.s – Fertirrigação com diesel; S1.2.s – Fertirrigação com biogás –; S2.s – Secagem –; S3.s – Precipitação de fosfato de cálcio –; S4.s – Precipitação de estruvita –; S5.s – Compostagem



Fonte: Os Autores (2026).

Figura 3. Representação esquemática dos cenários do bloco da fração sólida (FS). S1.1.s – Fertirrigação com diesel –; S1.2.s – Fertirrigação com biogás –; S2.s – Secagem –; S3.s – Precipitação de fosfato de cálcio –; S4.s – Precipitação de estruvita –; S5.s – Compostagem.



Fonte: Os Autores (2026).

A fertirrigação foi modelada em três cenários, diferenciados pela fração de digestato aplicada e pela fonte de energia utilizada no transporte e na distribuição. No bloco da FS, ambas as alternativas consideraram a aplicação do lodo proveniente da separação SSL, após 120 dias de armazenamento em lagoa aberta, utilizando vagão-tanque com capacidade de 6m³ acoplado a um trator. A taxa de aplicação foi definida com base em um nível representativo de fertilização fosfatada (100 kg $P_2O_5 ha^{-1}$), comumente adotado em sistemas agrícolas brasileiros, reconhecendo-se que as doses recomendadas variam conforme a classe de fertilidade do solo; o tipo de cultura e a produtividade esperada (Souza *et al*., 2016; Ima, 2021); além de estarem em consonância com critérios agronômicos para o uso de digestato (Nicoloso *et al*., 2022).

O volume aplicado foi ajustado em função do teor de fósforo do digestato. Ademais, assumiu-se uma distância média de transporte de 10km, com base em níveis de fertilidade do solo reportados por Alengebawy *et al*. (2022) e Zhang *et al*. (2021), segundo os quais maiores teores de fósforo restringem a aplicação local, exigindo o transporte para áreas mais deficientes.

O cenário S1.1.s (Figura 2) representa a aplicação com uso de diesel, enquanto o cenário S1.2.s mantém a mesma logística e taxa de aplicação, substituindo o diesel por biogás proveniente da planta de digestão anaeróbia (DA), submetido à dessulfurização biológica – por injeção de ar no reator anaeróbio –, demandando apenas eletricidade para operação do compressor de ar (Vaz *et al*., 2025).

No bloco da FL, o cenário S1.l (Figura 3) considera um sistema de fertirrigação por aspersão com carretel, movido a diesel. A taxa de aplicação foi definida com base em uma recomendação média de fertilização nitrogenada de 80kg N ha^{-1} para culturas predominantes no Brasil (Ima, 2021; Kunz *et al*., 2022), considerando que a maior parte do fósforo permanece na FS (Barampouti *et al*., 2020). Como não há limitação associada ao teor de fósforo nesse caso, o cenário contempla apenas a distribuição em áreas adjacentes à planta.

O cenário S2.s (Figura 2) corresponde à secagem do digestato da FS. Após a separação em tanque de sedimentação, o lodo é submetido a uma prensa de parafuso, resultando em uma FS com teor médio de matéria seca de 6,2% (Tabelas 2S e 3S do Material Suplementar), conforme o balanço de massa das frações (R_SF = 0,13) e os índices de separação de nutrientes (SI_x), conforme descrito por Carraro *et al*. (2024).

A fração líquida proveniente da prensa é direcionada às rotas da FL, não sendo considerada na avaliação das alternativas da FS. A fração sólida resultante é, então, submetida à secagem e granulação em tambor rotativo, tecnologia com demanda térmica típica de 4,6 $MJ \cdot kg^{-1}$ de H_2O evaporada (Mujumdar, 2014). A quantidade de água evaporada foi estimada com base na massa inicial e final da FS e nos teores de matéria seca antes e após a secagem. A demanda térmica é suprida pelo calor residual da unidade de cogeração (CHP), alimentada por biogás proveniente da planta de DA.

A precipitação química foi avaliada em quatro cenários, abrangendo os blocos sólido e líquido, diferenciados pelo tipo de precipitado obtido: fosfato de cálcio – $Ca_3(PO_4)_2$ – e estruvita – $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$. No bloco sólido (S3.s e S4.s, Figura 2), o lodo proveniente da SSL é inicialmente acidificado, com o objetivo de solubilizar o fósforo e consumir a alcalinidade (Szogi *et al*., 2018). As rotas subsequentes diferem quanto ao reagente e ao pH de operação: no cenário S3.s, adiciona-se cal hidratada – $Ca(OH)_2$ – até atingir pH 9 sob agitação rápida, promovendo a precipitação de fosfato de cálcio (Cândido *et al*., 2022); no cenário S4.s, utiliza-se óxido de magnésio

(MgO) até pH 7,5, sob condições similares de agitação, favorecendo a cristalização da estruvita (Shaddel *et al*., 2019).

A produção potencial de precipitados e a substituição de fertilizantes foram estimadas com base em cálculos teóricos (Wang *et al*., 2020; Duan *et al*., 2020). Os precipitados obtidos, juntamente com a lama acidificada da segunda etapa de SSL, são posteriormente secos e granulados nas mesmas condições descritas para o cenário S2.s. O sobrenadante gerado nessas rotas foi excluído da avaliação do bloco sólido, conforme indicado na Figura 2.

No bloco líquido, foram considerados cenários de precipitação química integrados ao módulo de remoção de nitrogênio (S2.l, Figura 3) ou ao processo de remoção de amônia por *air stripping* (AAS) para recuperação de nitrogênio na forma de sulfato de amônio (S3.l e S4.l, Figura 3). No arranjo SISTRATES®, representado pelo cenário S2.l, a FL proveniente da SSL é inicialmente tratada no módulo de nitrogênio (nitrificação/desnitrificação), reduzindo as concentrações de NH_4^+-N, carbono e alcalinidade, sendo posteriormente direcionada ao módulo de fósforo, no qual se adiciona $Ca(OH)_2$ sob as mesmas condições descritas para o cenário S3.s. A operação detalhada e os parâmetros do sistema são apresentados por Cândido *et al*. (2022). Esse pré-tratamento melhora a eficiência e a pureza da precipitação de $Ca_3(PO_4)_2$, ao remover carbono e alcalinidade residuais, minimizando fenômenos de coprecipitação e favorecendo a formação de cristais mais estáveis (Suzin *et al*., 2018).

O cenário S3.l (Figura 3) adota configuração semelhante à do S3.s, porém aplicada à FL, com acidificação prévia utilizando H_2SO_4 para consumo da alcalinidade e aumento da eficiência de precipitação de $Ca_3(PO_4)_2$. O tanque de precipitação é mantido selado para integração direta com o processo AAS, no qual a amônia (NH_3) é volatilizada em pH 9 e capturada em lavador ácido com H_2SO_4, formando solução concentrada de sulfato de amônio. Detalhes operacionais desse arranjo são descritos por Kar *et al*. (2023). O cenário S4.l é similar ao S3.l, porém sem etapa de acidificação prévia, sendo a recuperação de fósforo realizada por meio da precipitação de estruvita, conforme descrito para o cenário S4.s.

Por fim, o cenário S5.s (Figura 2) contempla a compostagem da FS do digestato (R_SF = 0,35), utilizando serragem como agente estruturante para ajuste da relação C/N (25-30) e do pH (6-8), conforme recomendado por Lin *et al*. (2018). O processo é conduzido em leiras revolvidas mecanicamente por equipamento tracionado por trator, implicando consumo de diesel, o que assegura adequada mistura e aeração,

acelerando a degradação aeróbia e evitando a compactação do material. As emissões atmosféricas durante a compostagem incluem CH_4, NH_3, N_2O e CO_2 de origem biogênica, resultantes da degradação tanto do digestato quanto da serragem. As emissões de CO_2 foram estimadas com base na taxa de degradação do material lignocelulósico e em fatores de emissão por unidade de matéria orgânica degradada, conforme relatado por Leconte *et al*. (2009), Ramírez-Islas *et al*. (2020) e Masin *et al*. (2020). Os fatores de emissão de CH_4, NH_3 e N_2O do digestato seguiram as estimativas propostas por Oliveira *et al*. (2017) e Ramírez-Islas *et al*. (2020).

6.2.4 Inventário do ciclo de vida

O inventário do ciclo de vida (ICV) compreende a coleta e compilação dos fluxos de massa e energia, tanto de entradas quanto de saídas, para cada configuração dos cenários descritos anteriormente e ilustrados nas Figuras 2 e 3, conforme detalhado nas Tabelas 3 e 4.

O digestato avaliado neste estudo foi coletado de cinco usinas de biogás de geração distribuída (75kW de capacidade instalada), localizadas em Toledo, na região oeste do estado do Paraná, Brasil. Essas unidades são representativas das condições operacionais predominantes em usinas de digestão anaeróbia brasileiras (CIBIOGÁS, 2021). Essas usinas operam com biodigestores de lagoa coberta (BLC), sem separação sólido-líquido prévia e utilizam exclusivamente dejetos suínos como matéria-prima. As principais características do digestato bruto são apresentadas no Material Suplementar (Tabela 1S).

A caracterização das frações sólida e líquida obtidas por separação em tanque de sedimentação e por prensa parafuso foram realizadas de acordo com o método proposto por Guilayn et al. (2019). Este procedimento estima a razão de separação de massa das frações (R_{SF} e R_{LF}) e o índice de separação (SI_X) para cada nutriente, com base nas concentrações no digestato bruto (Tabela 1S), conforme apresentado na Tabela 2S do Material Suplementar.

As demais informações incluídas no inventário, como fatores de emissão, consumo de insumos, eficiências de processo, taxas de recuperação de nutrientes, entre outras, foram obtidas exclusivamente de literatura científica especializada e relatórios técnicos ou estimadas com base no banco de dados Ecoinvent 3.8

(ECOINVEN, 2021). As fontes, bem como as premissas adotadas, estão detalhadas no Material Suplementar (Tabelas 2S–8S).

Tabela 3. Inventários do ciclo de vida de insumos e produtos úteis dos diferentes cenários (balanços de massa por m³ de digestato).

Entradas	**S1.1.s**	**S1.2.s**	**S2.s**	**S3.s**	**S4.s**	**S5.s**	**S1.l**	**S2.l**	**S3.l**	**S4.l**
Consumo de energia elétrica para o módulo N (kWh)	-	-	-	-	-	-	-	2,05	-	-
Eletricidade para agitação rápida (Módulo P) (kWh)	-	-	-	6,18	6,18	-	-	5,74	5,74	5,74
Eletricidade para a prensa parafuso(kWh)	-	-	0,06	0,00	0,00	-	-	0,01	0,01	0,00
Consumo de energia elétrica para o sistema de compostagem (kWh)	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-
Consumo de energia elétrica para o sistema de secagem (kWh)	-	-	0,79	1,97	3,01	-	-	0,48	0,48	0,73
Consumo de energia elétrica para remoção de amônia por *stripping* (kWh)	-	-	-	-	0,53	-	-	-	0,72	0,72
Eletricidade para granulação (kWh)	-	-	0,46	-	-	-	-	-	-	-
Lascas de madeira como agente de volume (kg)	-	-	-	-	-	35,00	-	-	-	-
Diesel para sistema de compostagem (MJ)	-	-	-	-	-	8,02	-	-	-	-
Diesel para transporte de digestato (MJ)	17,50	-	-	-	-	-	32,50	-	-	-
Diesel para espalhamento, por caminhão-tanque a vácuo (kg)	0,08	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-
Biogás para transporte de digestato (MJ)	-	22,88	-	-	-	-	-	-	-	-
Biogás para espalhamento, por caminhão-tanque a vácuo (m³)	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-
Calor residual para secagem (MJ)	-	-	209,15	166,22	253,33	-	-	40,59	40,59	61,87
Calor residual para remoção de ar com amônia (MJ)	-	-	-	0,69	0,69	-	-	-	0,94	0,94
$Ca(OH)_2$para fosfato de cálcio (kg)	-	-	-	1,32	-	-	-	0,39	0,62	-
$Ca(OH)_2$para remoção de ar com amônia (kg)	-	-	-	0,67	0,67	-	-	-	0,91	0,91
Água da torneira para remoção de amônia do ar (kg)	-	-	-	0,17	0,17	-	-	-	0,23	0,23
Ácido sulfúrico (H_2SO_4) para disponibilidade de P (kg)	-	-	-	1,89	1,89	-	-	-	3,51	-
H_2SO_4 para remoção de amônia do ar (kg)	-	-	-	1,53	1,53	-	-	-	3,21	2,09
MgO para precipitação de estruvita (kg)	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-
Saídas (produtos úteis)	**S1.1.s**	**S1.2 .s**	**S2.s**	**S3.s**	**S4.s**	**S5.s**	**S1.l**	**S2.l**	**S3.l**	**S4.l**
Ureia evitada (kg)	1,10	1,10	1,05	-	0,79	1,67	1,02	-	-	0,26
Sulfato de amônio evitado (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	3,79	3,34
TSP evitado (kg)	2,19	2,19	1,18	2,08	2,00	2,44	0,99	0,94	0,94	0,91
KCl evitado (kg)	0,39	0,39	0,15	-	-	0,40	0,70	-	-	-
Diesel evitado (MJ)	-	17,50	-	-	-	-	-	-	-	-
Digestato para aplicação no solo (m³)	0,35	0,35	-	-	-	-	0,65	-	-	-
Fosfato de cálcio ($Ca_3(PO_4)_2$) (kg)	-	-	-	2,64	-	-	-	1,20	1,20	-
Digestato seco (kg)	-	-	47,47	-	-	-	-	-	-	-
Estruvita ($NH_4MgPO_4.6H_2O$) (kg)	-	-	-	-	2,98	-	-	-	-	1,35
Sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$) (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	3,78	3,33
Composto orgânico (kg)	-	-	-	-	-	154,00	-	-	-	-
Água de reuso (m³)	-	-	-	-	-	-	-	0,46	0,55	0,55

Nota: O símbolo "–" indica que o fluxo em questão não se aplica ao cenário avaliado.Cenários: Fertirrigação com diesel (S1.1.s), Fertirrigação com biogás (S1.2.s), Secagem (S2.s), Precipitação de fosfato de cálcio (S3.s), Precipitação de estruvita (S4.s), Compostagem (S5.s), Fertirrigação (S1.l),

Precipitação de fosfato de cálcio com módulo de nitrogênio (S2.I), Precipitação de fosfato de cálcio com remoção de amônia por *air stripping* (AAS) (S3.I), Precipitação de estruvita com AAS (S4.I).
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 4. Inventários do ciclo de vida das emissões para ar, água e solo para os diferentes cenários (balanços de massa por m³ de digestato).

Emissões (para a atmosfera)	S1. 1.s	S1.2 .s	S2.s	S3.s	S4.s	S5.s	S1.l	S2.l	S3.l	S 4.l
Aplicação no solo										
NH_3(kg)	0,94	0,94	0,02	0,07	0,07	0,05	0,79	0	0,10	0,09
N_2O(kg)	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0	0,03	0,03
N_2O_{ic}(kg)	0,02	0,02	5,43E-04	1,34E-03	1,32E-03	7,42E-04	1.02	0	1,83E-03	1,80E-03
NO(kg)	0,10	0,10	0,01	0,01	0,02	0,00	1,54	0	0,02	0,02
Sistema de secagem										
NH_3 na secagem (kg)	-	-	0,09	0	0	-	-	-	-	0
CO_2 na secagem (kg)	-	-	4,64	5.12	7,80	-	-	-	0,68	1,91
CO na secagem (kg)	-	-	2,67E-03	2.17E-03	3.30E-03	-	-	-	3,89E-04	8.06E-04
NO_x na secagem (kg)	-	-	8,33E-04	6,77E-04	1,03E-03	-	-	-	1,65E-04	2,52E-04
SO_2 na secagem (kg)	-	-	1,39E-03	1,13E-03	1,72E-03	-	-	-	2,75E-04	4.20E-04
N_2O na secagem (kg)	-	-	1,39E-04	1,13E-04	1,72E-04	-	-	-	2,03E-05	4.20E-05
Tanque de armazenamento										
CO_2 no tanque de armazenamento (kg)	281,09	281,09	-	-	-	-	522,02	-	-	-
CH_4no tanque de armazenamento (kg)	0,07	0,07	-	-	-	-	0,06	-	-	-
NH_3no tanque de armazenamento (kg)	0,08	0,08	-	-	-	-	0,10	-	-	-
N_2Ono tanque de armazenamento (kg)	0,01	0,01	-	-	-	-	0,01	-	-	-
Sistema de fertirrigação										
CO_2 na combustão (kg)	0,21	0,28	-	-	-	-	0,39	-	-	-
CO na combustão (kg)	0,00	0,00	-	-	-	-	5,75E-04	-	-	-
NO_x na combustão (kg)	0,00	0,00	-	-	-	-	1,45E-03	-	-	-
SO_2 na combustão (kg)	0,00	0,00	-	-	-	-	1,36E-03	-	-	-
N_2O na combustão (kg)	0,00	0,00	-	-	-	-	1,45E-03	-	-	-
Remoção de amônia										
CO_2 no Stripping (kg)	-	-	-	-	0,40	-	-	-	0,54	0,54
Sistema de precipitação P										
NH_3 no módulo P (kg)	-	-	-	0,93	0,01	-	-	0,01	0,00	0,00
Módulo N - SISTRATES®										
CO_2 no módulo N (kg)	-	-	-	-	-	-	-	30.12	-	-
CH_4 no módulo N (kg)	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-
NH_3 no módulo N (kg)	-	-	-	-	-	-	-	4,81	-	-
N_2O no módulo N (kg)	-	-	-	-	-	-	-	1,91E-03	-	-
Sistema de compostagem										
CO_2 na compostagem (kg)	-	-	-	-	-	11.24	-	-	-	-
CH_4 na compostagem (kg)	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-
NH_3 na compostagem (kg)	-	-	-	-	-	1.31	-	-	-	-
N_2O na compostagem (kg)	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Saídas (emissões para a água e o solo)	**S1. 1.s**	**S1.2 .s**	**S2.s**	**S3.s**	**S4.s**	**S5.s**	**S1.l**	**S2.l**	**S3.l**	**S 4.l**
Aplicação no solo										
Lixiviado de NO_3^- (kg)	0,28	0,28	0,27	0,99	0,72	0,50	0,26	0,00	1.08	0,99
Lixiviado de P (kg)	1,44E-02	1,44E-02	5.32E-03	3.98E-04	8,77E-04	1,23E-02	5.22E-03	4,99E-03	4,99E-03	3.98E-04
Lixiviado de NO_2^- (kg)	4,25E-03	4,25E-03	7,35E-04	0	0	2,47E-03	3,93E-03	0	0	0
Cu na fertilização (g)	7.20	7.20	7.20	1,78	7.20	7.20	1,78	1,78	1,78	1,78

Zn na fertilização (g)	51,92	51,92	51,92	11,68	51,92	51,92	11,68	11,68	11,68	11,68
Al na fertilização (g)	98,52	98,52	98,52	14,48	98,52	98,52	14,48	14,48	14,48	14,48
Cádmio na fertilização (g)	1,48	1,48	1,48	7,42	1,48	1,48	7,42	7,42	7,42	7,42
Cr na fertilização (g)	288,80	288,80	288,80	57,20	288,80	288,80	57,20	57,20	57,20	57,20
Chumbo na fertilização (g)	5,68	5,68	5,68	1.02	5,68	5,68	1.02	1.02	1.02	1.02
Disposição no rio										
NH_3 para o rio (kg)	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,20	0,18
NO2 para o rio (kg)	-	-	-	-	-	-	-	4,49	0,00	0,00
NO3 para o rio (kg)	-	-	-	-	-	-	-	182,11	0,00	0,00
DBO para o rio (kg)	-	-	-	-	-	-	-	0,34	0,06	0,06
DQO para o rio (kg)	-	-	-	-	-	-	-	0,58	0,11	0,11
P para o rio (kg)	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,04	0,02

Nota: O sinal "-" indica que o fluxo em questão não se aplica ao cenário avaliado. Cenários: Fertirrigação com diesel (S1.1.s), Fertirrigação com biogás (S1.2.s), Secagem (S2.s), Precipitação de fosfato de cálcio (S3.s), Precipitação de estruvita (S4.s), Compostagem (S5.s), Fertirrigação (S1.l), Precipitação de fosfato de cálcio com módulo N (S2.l), Precipitação de fosfato de cálcio com remoção amônia por *air stripping* (AAS) (S3.l), Precipitação de estruvita com AAS (S4.l).
Fonte: Os Autores (2026).

6.2.5 Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

A etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) tem como objetivo converter os fluxos de massa e energia do inventário em categorias de impacto ambiental, permitindo a comunicação dos potenciais benefícios e encargos ambientais, além de facilitar a comparação entre os cenários analisados. Neste estudo, foi aplicado o método ReCiPe Midpoint (H) 2016, amplamente utilizado em estudos de ACV por proporcionar uma caracterização mais abrangente dos impactos ambientais em nível intermediário, em comparação aos métodos de ponto final (Huijbregts *et al*., 2017).

Foram selecionadas oito categorias de impacto, com base nas questões ambientais mais relevantes no contexto da pecuária brasileira (Hollas *et al*., 2022), a saber: (i) aquecimento global (kg CO_2 eq); (ii) formação de oxidantes fotoquímicos/ecossistemas terrestres (kg NO_x eq); (iii) acidificação terrestre (kg SO_2 eq); (iv) eutrofização de água doce (kg P eq); (v) ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DCB eq); (vi) toxicidade humana não carcinogênica (kg 1,4-DCB eq); (vii) escassez de recursos minerais (kg Cu eq); e (viii) consumo de água (m^3).

A interpretação dos resultados segue as diretrizes propostas por Zampori *et al*. (2016). Essa abordagem contribui para a tomada de decisão e para a definição de

estratégias de melhoria, ao fornecer critérios e recomendações que permitem interpretar e comunicar os resultados da ACV de forma clara, consistente e objetiva (Corbala-Robles *et al*., 2018).

6.2.6 Análise de incerteza

A utilização de bases de dados provenientes da literatura científica pode introduzir incertezas em estudos de ACV, especialmente no que se refere à qualidade e à representatividade das estimativas de emissões para cada cenário avaliado. Para mitigar essas limitações, foi conduzida uma análise de incerteza com o objetivo de quantificar a variabilidade associada às entradas do modelo (Hollas *et al*., 2022). A qualidade dos dados foi avaliada por meio da matriz de pedigree disponibilizada pela base de dados Ecoinvent, acessada via SimaPro (Ciroth *et al*., 2016), cujos resultados são apresentados no Material Suplementar (Tabelas 10S a 13S).

Com base nessa avaliação, realizou-se uma simulação de Monte Carlo com 1.000 iterações, adotando-se um intervalo de confiança de 95% para os resultados das categorias de impacto ambiental. A simulação foi conduzida com propagação completa das incertezas ao longo do inventário do ciclo de vida, permitindo que a variabilidade dos dados de entrada fosse refletida nos resultados de impacto ambiental.

Neste estudo, os resultados da simulação foram submetidos a testes estatísticos baseados no teste de significância da hipótese nula modificado (NHST modificado), conforme proposto por Heijungs *et al*. (2016) e aplicado em estudos de ACV por Mendoza Beltran *et al*. (2018). Esse teste visa aumentar a robustez das comparações de desempenho ambiental entre os diferentes cenários de tratamento para cada fração do digestato. Para tanto, o NHST modificado combina testes de significância estatística com medidas de tamanho de efeito (como o d de Cohen), possibilitando a identificação de diferenças simultaneamente estatisticamente relevantes e ambientalmente significativas entre os cenários analisados. Adicionalmente, os resultados da simulação foram submetidos à análise de agrupamento de médias por meio do Teste de Tukey, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

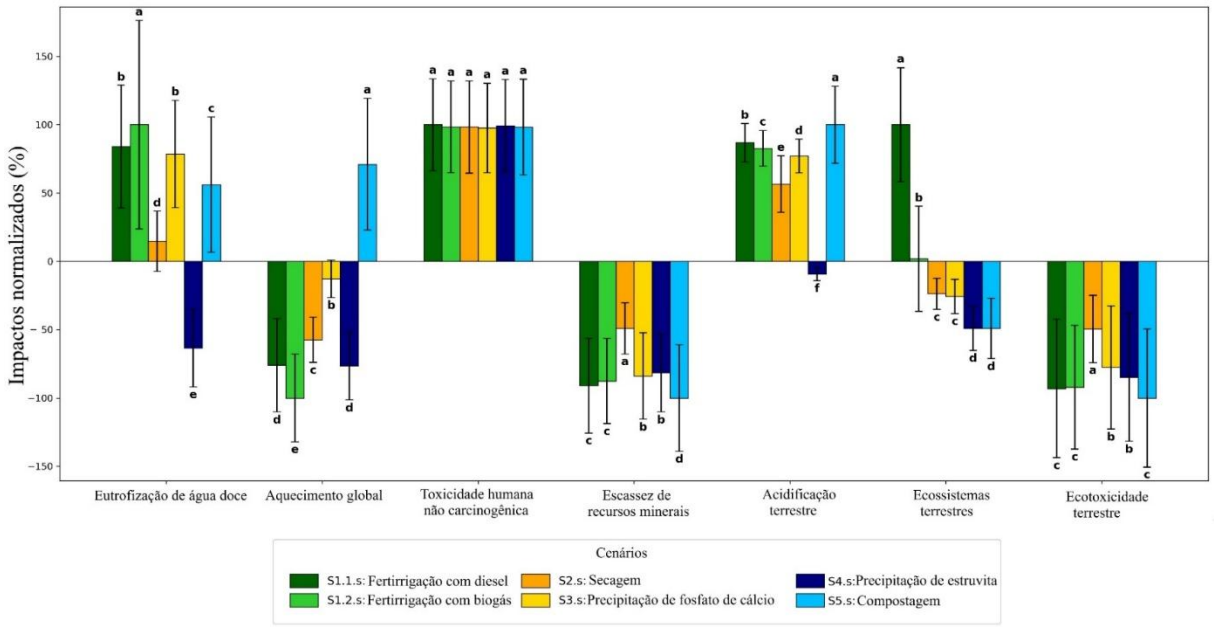
6.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.3.1 Desempenho ambiental do bloco da fração sólida

A Figura 4 apresenta a comparação estatística entre os cenários de valorização da fração sólida do digestato, com os impactos normalizados por categoria e indicados por letras de acordo com o Agrupamento de Tukey ($p < 0,05$), no qual letras idênticas indicam ausência de diferença significativa, enquanto letras distintas denotam diferenças estatisticamente significativas. A ordem alfabética das letras reflete a classificação das médias, com “a” atribuído aos maiores valores e as letras subsequentes correspondendo as médias progressivamente menores.

Nesta representação, valores negativos correspondem a benefícios ambientais, enquanto valores positivos refletem impactos negativos. A forma de visualização apresentada permite uma comparação direta entre cenários e categorias, destacando simultaneamente as diferenças estatisticamente significativas e a magnitude relativa dos efeitos ambientais de cada cenário.

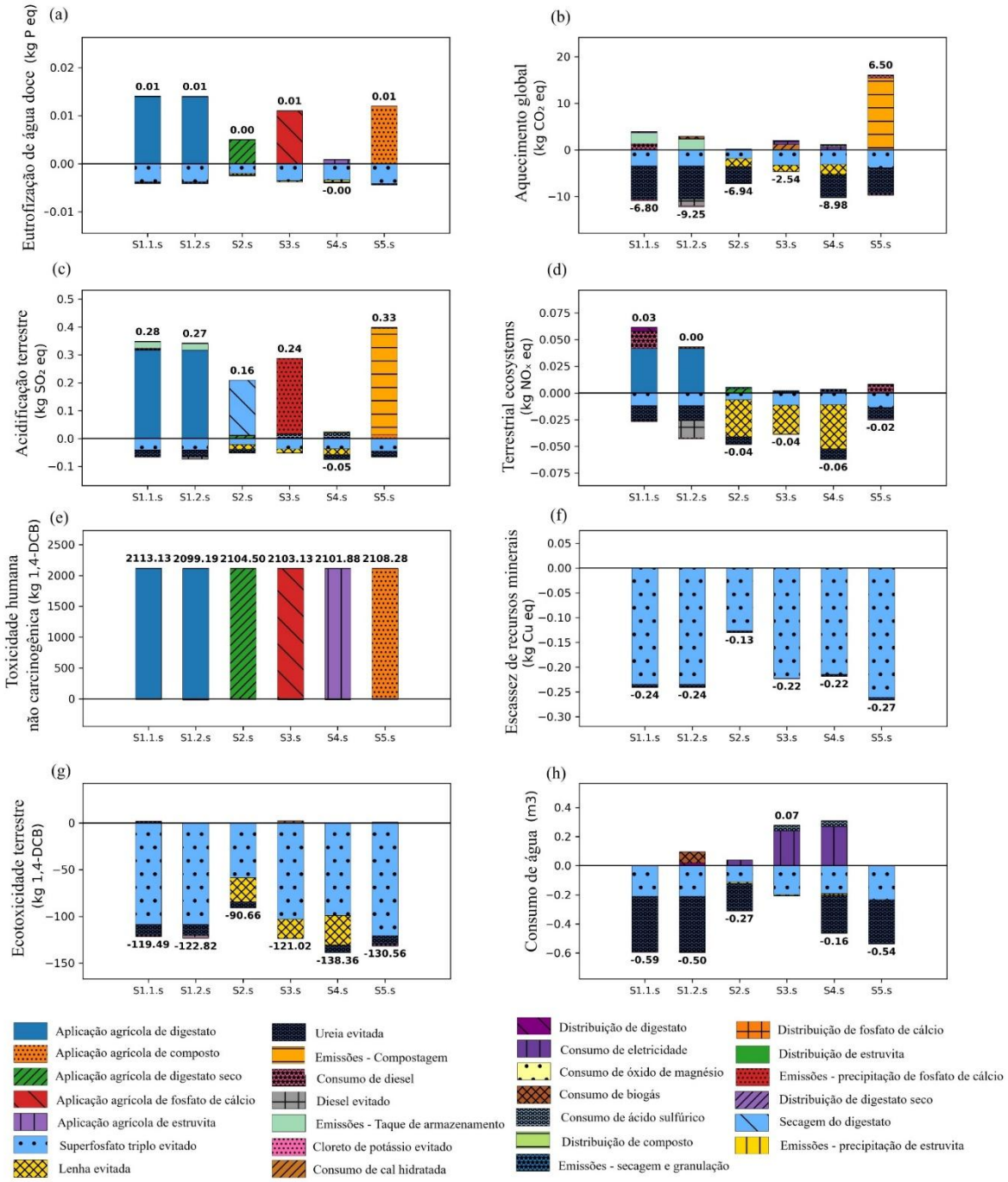
Figura 4. Impactos ambientais normalizados de cenários de valorização da fração sólida do digestato. As letras indicam diferenças significativas entre cenários pelo Teste de Tukey ($p < 0.05$), aplicado aos valores brutos. O consumo de água foi omitido devido à alta incerteza, que excedeu os limites do gráfico.



Fonte: Os Autores (2026).

A Figura 5 aprofunda essa análise apresentando gráficos de barras empilhadas com a contribuição dos principais fluxos de inventário em cada cenário e categoria de impacto ambiental. Tal representação permite a identificação de pontos críticos ambientais, complementando o gráfico comparativo ao detalhar os fatores subjacentes ao desempenho de cada cenário.

Figura 5. Contribuição de diferentes processos para os impactos ambientais da valorização da fração sólida do digestato durante o ciclo de vida de 1m³ de digestato.



Fonte: Os Autores (2026).

6.3.2 Precipitação de estruvita (S4.s)

O cenário de precipitação de estruvita (S4.s) apresentou o melhor desempenho ambiental (Figura 4), com benefícios em todas as categorias avaliadas, exceto na toxicidade humana não carcinogênica (2101,9 kg 1,4-DCB eq). Destacaram-se os resultados nas categorias de eutrofização de água doce (−0,003 kg P eq), aquecimento global (−6,69 kg CO_2 eq) e ecossistemas terrestres (−0,06 kg NO_x eq).

Tais créditos decorrem, principalmente, da substituição da produção e do transporte de fertilizantes minerais (N e P), conforme evidenciado em estudos anteriores (Rehl; Müller, 2011; Duan *et al*., 2020; Hollas *et al*., 2023). As demais alternativas também geram benefícios associados à substituição de fertilizantes minerais; contudo, em alguns casos, tais créditos não são suficientes para compensar os impactos negativos inerentes aos processos – consumo de energia, uso de reagentes e emissões –, resultando em menores benefícios líquidos.

A ureia evitada no cenário S4.s representou aproximadamente 43,8% da mitigação observada na categoria de aquecimento global (Figura 5), contribuindo também para reduções em ecossistemas terrestres (14,7%), consumo de água (34,1%), acidificação terrestre (18,1%) e ecotoxicidade terrestre (6,0%). Esses resultados estão associados ao fato de que a síntese de fertilizantes nitrogenados via Processo Haber-Bosch é altamente intensiva em energia, sendo responsável por emissões diretas e indiretas de gases de efeito estufa, como CO_2 e N_2O, além de elevado consumo de água e geração de efluentes industriais (Munasinghe-Arachchige; Nirmalakhandan, 2020; Ghavam *et al*., 2021; Osorio-Tejada *et al*., 2022; Kar *et al*., 2023b).

Adicionalmente, os créditos associados à substituição de fertilizantes fosfatados, representados pelo superfosfato triplo, contribuem significativamente para a redução de impactos em categorias como acidificação terrestre (36,8% dos créditos líquidos em S4.s, Figura 5), ecotoxicidade terrestre (71,2%) e escassez de recursos minerais (98,1%). Isso se deve ao fato de que a produção convencional desses fertilizantes está associada a emissões relevantes de dióxido de enxofre e fluoretos, bem como à geração de resíduos sólidos contendo metais pesados e elementos radioativos (Ahmad *et al*., 2023).

No que se refere à escassez de recursos minerais, todos os cenários avaliados apresentaram benefícios ambientais, ao reduzirem a dependência da extração de rocha fosfática e contribuírem para o fortalecimento da resiliência dos sistemas agrícolas. A utilização contínua dessa matéria-prima intensifica a pressão sobre reservas naturais finitas, aumentando a vulnerabilidade da agricultura global diante da escassez de fósforo. Nesse contexto, a recuperação de fósforo torna-se estratégica frente ao esgotamento progressivo das fontes naturais, sendo considerada essencial para a segurança alimentar global (Vaneeckhaute *et al*., 2017a). Essa problemática é agravada pela distribuição desigual das reservas de rocha fosfática no mundo, concentradas em países como Marrocos, que detém cerca de 70% dos estoques globais, enquanto regiões como a Europa carecem de reservas próprias (Us Geological Survey, 2025).

Outro aspecto relevante refere-se à elevada solubilidade dos fertilizantes fosfatados convencionais, que favorece perdas por lixiviação e escoamento superficial, contribuindo para a eutrofização de corpos hídricos e a degradação da qualidade da água. Na categoria de eutrofização de água doce (Figura 5), o impacto associado à aplicação de estruvita no solo foi reduzido ($-3{,}03 \times 10^{-3}$ kg P eq), uma vez que se trata de um fertilizante de liberação lenta (Ghosh *et al*., 2019).

Em contraste com alternativas de aplicação direta, como a fertirrigação ($9{,}97 \times 10^{-3}$ kg P eq), a estruvita preserva praticamente todos os créditos associados à substituição do superfosfato triplo (−0,003 kg P eq). Essa combinação de menor risco de eutrofização com a liberação gradual de nutrientes, ajustada à demanda das plantas, confere à estruvita elevada relevância no contexto da economia circular (Sena *et al*., 2021). Ainda, ressalta-se que os impactos potenciais do sobrenadante gerado durante a precipitação foram alocados às rotas tecnológicas da fração líquida; caso contrário, os benefícios líquidos observados para a estruvita seriam significativamente reduzidos.

Dessa forma, a precipitação de estruvita destaca-se como a alternativa mais robusta para a valorização da fração sólida do digestato, ao conciliar ganhos em circularidade, segurança nutricional e desempenho ambiental superior em relação aos demais cenários avaliados. Seu desempenho decorre de três aspectos principais: (i) a recuperação simultânea de nitrogênio e fósforo em forma cristalina estável, maximizando a substituição de ureia e superfosfato triplo; (ii) a liberação lenta de nutrientes no solo, reduzindo perdas por lixiviação e escoamento superficial, comuns

em aplicações diretas; e (iii) a operação em pH próximo ao neutro (≈7,5) – que limita a volatilização de NH_3, ao contrário de processos como secagem ou precipitação de fosfato de cálcio, as quais ocorrem sob condições de alta temperatura ou elevada alcalinidade e tendem a gerar maiores emissões.

Em conjunto, essas características explicam por que a estruvita mantém benefícios ambientais líquidos mesmo em categorias nas quais demais alternativas não conseguem compensar seus impactos. Evidencia-se, assim que a vantagem dessa categoria não se configura apenas por seu caráter quantitativo, mas, também, pelo qualitativo, ao transformar os nutrientes do digestato em um produto com maior estabilidade agronômica e menor potencial de emissão (Tambone *et al*., 2017; Kokulan *et al*., 2024).

6.3.3 Secagem (S2.s) e precipitação de fosfato de cálcio (S3.s)

Os cenários de secagem (S2.s) e precipitação de fosfato de cálcio (S3.s) destacam-se como as alternativas menos vantajosas para a valorização da fração sólida do digestato. Em ambos os casos, os créditos ambientais decorrentes da substituição de fertilizantes minerais e da redução do uso de lenha mostraram-se limitados quando comparados às demais alternativas. Isso ocorre, em partes, devido às elevadas emissões de NH_3, que intensificam os impactos em categorias sensíveis como a acidificação terrestre (0,16 e 0,24 kg SO_2 eq para S2.s e S3.s, respectivamente) e, principalmente, por não promoverem a substituição efetiva da ureia, o que restringe os créditos ambientais em categorias críticas, como aquecimento global, ecossistemas terrestres e consumo de água.

No caso de S2.s, os créditos ambientais da substituição de fertilizantes minerais foram modestos, visto que parte do N se perde por volatilização durante a secagem, enquanto outra fração de nutrientes permanece retida no efluente líquido da prensa alocada ao bloco de alternativas da fração líquida. Já em S3.s, não há recuperação de N e, portanto, os fertilizantes nitrogenados não são efetivamente evitados. Essa limitação em S3.s contrasta com os cenários em que a ureia representa uma parcela significativa da mitigação de impactos.

Por um lado, no cenário de aquecimento global, ela contribuiu com 48,6% na fertirrigação (S1.1.s, Figura 5) e 43,8% na estruvita, enquanto no cenário de consumo de água, atingiu 63,8% na fertirrigação (S1.1.s), 34,1% na estruvita e 55,7% na

compostagem. Por outro lado, em S3.s, o consumo de insumos químicos (H_2SO_4 e $Ca(OH)_2$) afetou categorias como acidificação terrestre (4,4%; 0,3%), aquecimento global (18,1%; 1,9%) e ecossistemas terrestres (2,24%; 0,75%).

Observa-se, também, que a utilização do calor residual do sistema de cogeração de usinas de biogás gerou benefícios adicionais por meio da redução do uso de lenha no processo de secagem (S2.s, S3.s, S4.s, S2.l, S3.l e S4.l). Esse efeito foi particularmente relevante em categorias como ecossistemas terrestres (64,1%, 66,4% e 63,1% nos cenários S2.s, S3.s e S4.s, respectivamente) e ecotoxicidade terrestre (−28,5%, 16,3% e 22,6%), além de apresentar uma contribuição, embora menos pronunciada, na acidificação terrestre (6,3%, 3,8% e 19,9%).

Dessa forma, a utilização do calor residual mitigou o impacto ambiental em comparação com estudos anteriores, como o de Rehl & Müller (2011), que modelaram a secagem com energia fóssil. Tal resultado sublinha a importância de explorar os recursos energéticos contidos nos resíduos, ampliando, assim, os benefícios para além da substituição de fertilizantes minerais.

As perdas por volatilização de NH_3 nesses cenários, resultaram em altas cargas para a categoria de acidificação terrestre, correspondendo a 0,27kg SO_2 eq em S2.s e 0,24kg SO_2 eq em S3.s. Essas emissões ocorreram, principalmente, durante a secagem, responsável por 75,6% da carga em S2.s, e no sistema de precipitação química, que representou 79,6% em S3.s. Tais valores refletem o comportamento do equilíbrio NH_4^+/NH_3, deslocado para a forma gasosa em condições de alta temperatura (secagem) e pH alcalino próximo a 9 (precipitação de fosfato de cálcio) (Kunz *et al*., 2022).

Uma alternativa para mitigar as emissões na secagem é a acidificação, por meio da adição de ácido ou aeração, reduzindo assim as perdas por volatilização. No caso da precipitação química, a integração com processos de recuperação de amônia por *stripping* surge como uma estratégia promissora, permitindo a transição de um ponto crítico de emissões para créditos ambientais. De acordo com Kar *et al*. (2023), a produção de sulfato de amônio via stripping resulta em emissões de gases de efeito estufa até seis vezes menores do que o Processo Haber-Bosch, além de benefícios adicionais pela substituição de fertilizantes nitrogenados sintéticos, como será discutido no bloco da fração líquida.

Nesse sentido, Guercini *et al*. (2014) demonstraram a viabilidade operacional do tratamento integral do digestato com base no uso de calor proveniente da

cogeração, destacando que o principal fator para a redução de custos é o acesso a uma fonte térmica local e de baixo custo. Estudos mais recentes corroboram essa constatação, indicando que a secagem sem o aproveitamento de calor residual resulta em custos operacionais que podem exceder o valor de mercado do produto seco.

Em suas análises, Maurer e Müller (2019) concluíram que a viabilidade econômica da secagem do digestato dependeria da concessão de subsídios públicos ou da cobrança de taxas aos produtores. Em contrapartida, Nagy *et al*. (2018) destacaram que a energia térmica pode representar até 70% dos custos operacionais quando o calor residual não é utilizado. Ambas as investigações reforçam que a competitividade da secagem do digestato está menos relacionada à tecnologia em si e mais condicionada ao contexto energético e ao arcabouço regulatório em que é implementada.

Na categoria de eutrofização de água doce, o cenário S3.s apresentou elevados impactos ambientais ($7{,}30 \times 10^{-3}$ kg P eq). Esse resultado é atribuído, principalmente, às perdas de nutrientes por lixiviação após a aplicação no solo, as quais representam 74,3% da carga total nesse cenário, sem diferença estatisticamente significativa em relação à aplicação direta de digestato líquido (S1.1.s e S1.2.s), conforme ilustrado na Figura 5.

Para o fosfato de cálcio, adotou-se como referência a fração de fósforo lixiviado do superfosfato simples (Mancho *et al*., 2023), ajustada com base na menor solubilidade reportada por Gikonyo *et al*. (2010), resultando em uma taxa de 2,82%. Trata-se, portanto, de uma estimativa indireta, motivada pela ausência de dados específicos, o que limita a confiabilidade dos resultados e evidencia a escassez de valores consolidados na literatura para a fração lixiviada de fosfato de cálcio.

Adicionalmente, destaca-se que a baixa solubilidade do fosfato de cálcio não implica, necessariamente, características desejáveis de fertilizantes de liberação lenta, como observado para a estruvita. Ao contrário, essa propriedade frequentemente resulta em menor eficiência agronômica e disponibilidade incerta de nutrientes para as culturas, especialmente em solos neutros ou alcalinos (Shafaghat *et al*., 2024). Essa limitação intrínseca contribui para explicar a reduzida adoção do fosfato de cálcio como fertilizante direto, sendo mais frequentemente empregado como matéria-prima na indústria de fertilizantes e na produção de ácido fosfórico, em vez de constituir uma alternativa competitiva para aplicação agrícola direta.

6.3.4 Fertirrigação (S1.1.s e S1.2.s)

A substituição do diesel por biogás na fertirrigação (S1.2.s) resultou em diferenças estatisticamente significativas nas categorias aquecimento global e ecossistemas terrestres, destacando a relevância do combustível renovável na mitigação das emissões atmosféricas. No caso do aquecimento global, a redução do uso de diesel em S1.2.s contribuiu com 1,37 kg CO_2 eq por m³ de digestato, representando 9,2% do valor total da categoria, enquanto em ecossistemas terrestres o diesel foi responsável por 0,016 kg NOx eq, equivalente a 18,6% dos impactos observados.

Em seus estudos, Coleho *et al.* (2018) e Hollas *et al*. (2022) discutem que, em matrizes de energia predominantemente renováveis, os impactos mais significativos tendem a se concentrar precisamente nas etapas dependentes de combustíveis fósseis uma vez que promovem a liberação de metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e outros compostos tóxicos no meio ambiente (Ioannou-Ttofa *et al*., 2021).

O biogás é amplamente reconhecido como uma fonte de energia renovável, com rotas de aproveitamento consolidadas, incluindo seu aprimoramento para produção de biometano veicular e a cogeração de calor e eletricidade (Khoshnevisan *et al*., 2016; Mohammadi *et al*., 2019). Ademais, quando derivado de resíduos agrícolas e pecuários, o biogás apresenta menor impacto ambiental, contribuindo não apenas para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE), mas também para a redução dos riscos de poluição atmosférica e contaminação do solo.

Nas demais categorias, como acidificação terrestre e ecotoxicidade terrestre, a substituição do diesel por biogás não resultou em diferenças estatisticamente significativas, uma vez que o consumo de diesel representou apenas 1,6% e 1,4% dos impactos no cenário S1.1.s, respectivamente. Tais resultados, contudo, estão diretamente condicionados à distância de transporte adotada neste estudo (10 km).

Em suas análises, Duan *et al*. (2020) evidenciam essa sensibilidade ao demonstrar que, no cenário base, a categoria de aquecimento global apresentou elevada dependência da distância de transporte: enquanto trajetos de 5 km reduziram as emissões de GEE em 118%, distâncias de 100 km resultaram em aumento de 629%. Esse comportamento também se estende às demais categorias de impacto.

De modo geral, a fertirrigação (S1.1.s e S1.2.s) figurou entre as alternativas de melhor desempenho em quatro das oito categorias avaliadas (Figura 4), mas apresentou desempenho inferior nas demais. Isso indica que, embora seja uma estratégia simples e de baixo custo, a aplicação direta pode acarretar impactos relevantes em categorias sensíveis, como eutrofização de água doce, acidificação terrestre, ecossistemas terrestres (no caso de S1.1.s) e toxicidade humana não carcinogênica. Esses resultados reforçam a premissa central deste estudo: a aplicação direta do digestato no solo, apesar de amplamente utilizada, está associada a impactos ambientais significativos, demandando não apenas aprimoramentos no manejo agronômico, mas, também, o desenvolvimento de rotas tecnológicas de valorização.

Na categoria de eutrofização de água doce, a fertirrigação apresentou emissões de 9,97 × 10^{-3} kg P eq (Figura 5), sendo que a aplicação direta no solo foi responsável por 77,3% dos impactos no cenário S1.1.s e por 77,2% no cenário S1.2.s. Esse resultado está associado às perdas de fósforo e nitrogênio por escoamento superficial e lixiviação, fenômeno amplamente reportado em estudos com biofertilizantes líquidos, os quais apresentam maior suscetibilidade à percolação no solo (Corbala-Robles *et al*., 2018; Duan *et al*., 2020a; Hollas *et al*., 2023).

Além disso, tais efeitos tendem a se intensificar em condições de saturação hídrica, contribuindo para processos de eutrofização em bacias hidrográficas vulneráveis (Djodjic *et al*., 2023; Riddle *et al*., 2018). Ainda assim, parte desses impactos é compensada pela substituição de fertilizantes minerais, com créditos líquidos de 20,5% para o superfosfato triplo (TSP) e 1,9% para a ureia.

Os cenários S2.s, S3.s e S4.s indicam que rotas tecnológicas capazes de concentrar e estabilizar nutrientes apresentam maior potencial de mitigação dos impactos ambientais associados ao manejo do digestato. A concentração de nutrientes reduz a necessidade de aplicação em grandes volumes e favorece sua disponibilização gradual, resultando em menores perdas ambientais e menor potencial de eutrofização de corpos hídricos (Corbala-Robles *et al*., 2018). Esse processo promove, também, a substituição mais eficiente de fertilizantes minerais, contribuindo para o fechamento dos ciclos de nutrientes no solo e para a consolidação de práticas alinhadas à economia circular.

Entretanto, os benefícios associados à substituição de fertilizantes minerais não foram suficientes para compensar os impactos na categoria de acidificação terrestre,

os quais são impulsionados principalmente pelas emissões de amônia (NH_3) e óxidos de nitrogênio durante o armazenamento e a aplicação do digestato. A fertirrigação por aspersão foi responsável por 76,4% desses impactos, enquanto o armazenamento contribuiu com 5,6%, processos que favorecem a acidificação do solo e a emissão de poluentes atmosféricos com efeitos locais e regionais (Ioannou-Ttofa *et al*., 2021).

Conforme destacam Styles *et al*. (2018), o papel crítico do armazenamento, evidenciando que tanques e lagoas abertas podem liberar até 52% do nitrogênio disponível na forma de NH_3, ao passo que sistemas fechados ou cobertos reduzem essas perdas para 2% a 5%. Além disso, os autores ressaltam que a técnica de aplicação influencia diretamente esses impactos, sendo a injeção direta no solo mais eficiente na mitigação da volatilização de NH_3 em comparação com a aspersão.

Na categoria de ecossistemas terrestres, os impactos também são majoritariamente decorrentes das emissões associadas à aplicação no solo (47,5% para S1.1.s e 48,6% para S1.2.s). Esse resultado é consistente com a literatura, que aponta as emissões de N_2O e NO_x como os principais contribuintes para essa categoria (Duan *et al*., 2020; Hollas *et al*., 2022). No cenário S1.2.s, a segunda maior contribuição decorre do consumo de biogás (1,4%), indicando que, embora renovável, sua produção e combustão também geram NO_x e outros poluentes atmosféricos. Contudo, esses impactos são inferiores aos associados ao consumo de diesel no cenário S1.1.s (18,3%), reforçando a relevância do aproveitamento energético do biogás como estratégia de mitigação, ainda que não isenta de impactos.

Na categoria de toxicidade humana não carcinogênica, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre a fertirrigação e as demais alternativas (Fig. 4), sendo os impactos atribuídos quase integralmente à aplicação direta no solo, responsável por mais de 99% do total. Esse resultado está relacionado à presença de metais pesados, como cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn), provenientes da alimentação animal e concentrados no digestato, os quais podem se acumular no solo com o uso contínuo, elevando os riscos de contaminação ambiental e exposição humana (Jiang; Zhu, 2021; Styles *et al*., 2018; Steinmetz *et al*., 2009).

Ressalta-se, contudo, que o presente estudo apresenta limitações quanto à avaliação da dinâmica desses elementos ao longo das rotas de valorização, considerando apenas sua distribuição inicial entre as frações sólida e líquida, com tendência de maior concentração na fração sólida (Carraro *et al*., 2024). Portanto, quando adequadamente manejada – por meio de armazenamento em sistemas

fechados e aplicação direta no sulco de plantio –, a fertirrigação pode ser considerada uma alternativa viável para a destinação da fração sólida do digestato, combinando simplicidade operacional e potencial de mitigação ambiental.

Essa interpretação está alinhada aos achados de Duan *et al*. (2020), que indicam que o uso direto do digestato pode ser ambientalmente favorável, desde que se evitem excessos de aplicação e se assegure o adequado manejo da distribuição de nutrientes. Nesse contexto, as diferenças marginais observadas entre os cenários com uso de diesel e biogás sugerem que a otimização logística e a substituição de combustíveis fósseis no transporte exercem papel secundário quando comparadas ao manejo agronômico da aplicação de nutrientes.

6.3.5 Compostagem (S5.s)

O cenário de compostagem (S5.s) apresentou os melhores resultados em quatro das oito categorias avaliadas, com benefícios expressivos na categoria de escassez de recursos minerais (−0,27kg Cu eq). O desempenho ocorre da recuperação de nutrientes presentes na fração sólida do digestato, bem como da incorporação de nutrientes provenientes do material estruturante utilizado no processo, o que amplia os créditos associados à substituição de fertilizantes minerais. Ademais, a compostagem destacou-se como a alternativa de maior impacto nas categorias atmosféricas, contribuindo com 15,8% dos impactos totais no aquecimento global, 25% na acidificação terrestre e 19% na eutrofização de água doce.

No que se refere ao aquecimento global, os principais pontos críticos estão associados às emissões de CH_4, N_2O e NO_x durante a decomposição da matéria orgânica, combinadas ao consumo de diesel nas operações de transporte e revolvimento das leiras, representando aproximadamente 60,1% e 2,5% da carga total do cenário, respectivamente. Esses resultados são consistentes com os de Duan *et al*. (2020), que identificam as emissões de CH_4 e N_2O como os principais contribuintes para essa categoria, respondendo por cerca de 50% do impacto total relacionado às mudanças climáticas. Logo, parte desses impactos é compensada pelos créditos associados à substituição de fertilizantes minerais, conforme também observado por Rehl e Müller (2011).

Na categoria de acidificação terrestre, os benefícios decorrentes da recuperação de recursos são superados pelos impactos gerados pelas emissões de

NH_3 e NO_x, responsáveis por 81,9% do total, o que torna a compostagem a alternativa de pior desempenho nessa categoria. Resultados semelhantes foram reportados por Hollas *et al*. (2023), que observaram elevadas perdas por volatilização de NH_3, tornando o cenário de compostagem até 88% mais impactante do que o simples armazenamento de esterco. Ressalta-se, contudo, que tais impactos podem ser significativamente mitigados por meio da otimização das condições operacionais do processo.

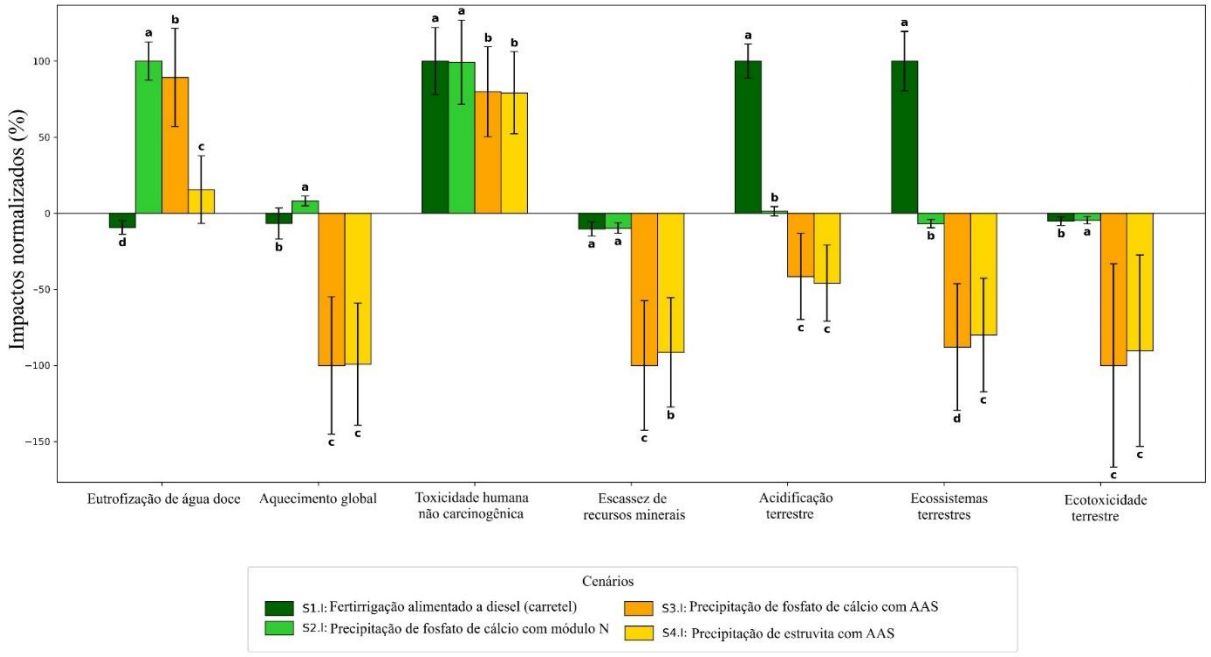
Apesar dos maiores impactos nas categorias atmosféricas, a compostagem apresenta benefícios agronômicos relevantes que justificam sua permanência como uma das rotas mais promissoras para a valorização da fração sólida do digestato. A aplicação do composto ao solo promove melhorias importantes não capturadas integralmente pela ACV, como o aumento da retenção de água e a melhoria da estrutura do solo, impulsionadas pela presença de substâncias húmicas – incluindo ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas – fundamentais para a fertilidade e estabilidade estrutural do solo (Lehmann; Kleber, 2015; Guilayn *et al*., 2019b).

Esses aspectos evidenciam a necessidade de superar os principais gargalos ambientais da compostagem por meio da adoção de estratégias de mitigação, como a adição de condicionadores adsorventes – por exemplo, biochar e zeólitas –, o ajuste da relação C:N, a acidificação química controlada, o uso de coberturas semipermeáveis e a implementação de sistemas de captura ou recirculação de gases (Li *et al*., 2020; Chojnacka; Moustakas, 2024; Varga *et al*., 2024).

6.3.6 Desempenho ambiental do bloco da fração líquida

A Figura 6 ilustra a comparação estatística entre os cenários de valorização da fração líquida do digestato, conforme descrito para a fração sólida, diferindo apenas nos cenários considerados. Essa representação sintetiza simultaneamente a magnitude relativa dos impactos e benefícios ambientais, bem como a significância estatística das diferenças observadas, com letras indicando o Agrupamento de Tukey ($p < 0,05$).

Figura 6. Impactos ambientais normalizados de cenários de valorização da fração líquida do digestato. As letras indicam diferenças significativas entre cenários pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), aplicado aos valores brutos. O consumo de água foi omitido devido à alta incerteza, que excedeu os limites do gráfico.



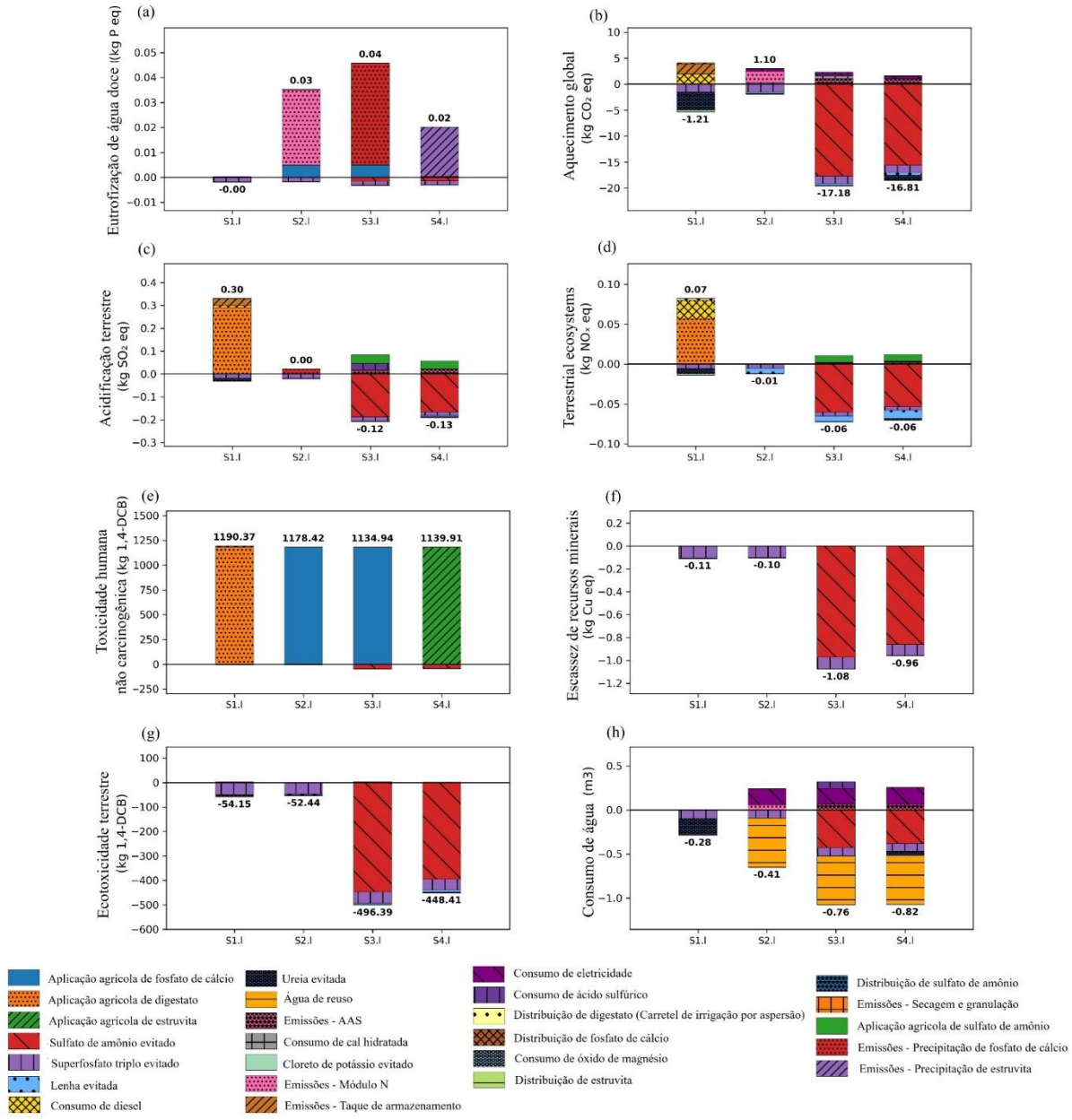
Fonte: Os Autores (2026).

6.3.7 Precipitação de fosfato de cálcio com módulo N (S2.I)

O cenário S2.I apresentou os menores benefícios ambientais entre todas as alternativas avaliadas. Essa limitação decorre do fato de o módulo de tratamento de N (nitrificação-desnitrificação) remove o nitrogênio, mas não promove sua recuperação para uso agrícola, deixando de gerar, portanto, créditos pela substituição de fertilizantes nitrogenados sintéticos. Esse resultado é confirmado na Figura 7, que mostra gráficos de barras empilhadas com a contribuição dos principais fluxos de inventário em cada cenário e categoria de impacto.

Em comparação, os potenciais pontos críticos relacionados à substituição do processo Haber-Bosch em S3.I representam uma parcela substancial dos benefícios em Aquecimento global (80,6%), Acidificação terrestre (64%), Ecotoxicidade terrestre (88,8%) e Ecossistemas terrestres (72,3%), enquanto em S2.I os benefícios se limitam à substituição de fósforo, restringindo seu desempenho em termos de circularidade.

Figura 7. Contribuição de diferentes processos para os impactos ambientais da valorização da fração líquida do digestato durante o ciclo de vida de 1m³ de digestato.



Fonte: Os Autores (2026).

Esses resultados corroboram a discussão apresentada por Hollas *et al*. (2023), segundo a qual a recuperação de nutrientes é determinante para a geração de créditos ambientais significativos e, consequentemente, para a competitividade das rotas de tratamento, tanto sob a perspectiva ambiental quanto sob o contexto da economia circular. No presente estudo, a recuperação de nitrogênio destaca-se como o principal fator impulsionador dos benefícios ambientais, sendo decisiva para o desempenho ambiental e a circularidade das rotas avaliadas.

Já o cenário S2.I (Figura 7) apresentou o maior impacto ambiental na categoria de eutrofização de água doce (0,03kg P eq), diferindo significativamente das demais

alternativas. Esse resultado está associado, principalmente, à formação de compostos nitrogenados (NO_2^- e NO_3^-) e à presença de fósforo residual no efluente tratado, que, em conjunto, representaram 81,9% da carga total dessa categoria no cenário S2.I. Além disso, a aplicação agrícola de fosfato de cálcio (13,5%) constitui uma fonte complementar de impacto, uma vez que pode conter frações de fósforo solúveis suscetíveis à lixiviação e ao escoamento superficial.

Um aspecto relevante, entretanto, é que tanto a precipitação de fosfato de cálcio quanto os processos de aeração (cenários S3.I e S4.I) promovem o aumento do pH do efluente por meio da adição de $Ca(OH)_2$. Esse aumento de alcalinidade, além de favorecer a precipitação de fósforo, contribui para a inativação de microrganismos patogênicos, uma vez que promove a desnaturação de proteínas e ácidos nucleicos (Matsuzaki *et al*., 2021).

Conforme relatado por Viancelli *et al*. (2015), Cândido *et al*. (2022) e Hollas *et al*. (2023), o efluente tratado no cenário S2.I não apresentou biomarcadores como salmonella, E. coli e circovírus suíno tipo 2. Dessa forma, o efluente apresenta potencial para reuso seguro, podendo ser reintegrado às atividades internas da suinocultura, como a limpeza de instalações, o que evita seu descarte em corpos hídricos receptores, mitiga impactos de eutrofização e reduz a pressão sobre os recursos hídricos. Ressalta-se que os impactos associados à eutrofização podem ser significativamente reduzidos por meio do reuso da água, uma vez que o efluente deixa de ser lançado no ambiente aquático.

Nesse contexto, a possibilidade de reuso representa um benefício expressivo na categoria de consumo de água (62,5%), superando os impactos associados ao consumo de energia elétrica (27,2% no cenário S2.I). Esse impacto está relacionado ao perfil da matriz elétrica brasileira, predominantemente hidrelétrica, na qual o uso intensivo de água contribui de forma relevante para essa categoria. A perspectiva de reuso torna-se ainda mais relevante em regiões com restrição hídrica, considerando a elevada demanda de água da suinocultura (Ijoma *et al*., 2022; Basak *et al*., 2023), sendo um fator potencialmente decisivo para a viabilidade econômica e ambiental das atividades futuras.

Adicionalmente, na categoria de aquecimento global, as emissões atmosféricas provenientes do módulo de nitrogênio (responsáveis por 43,9% dos impactos em S2.I) e o consumo de eletricidade (9,4%) superam os benefícios associados à substituição do superfosfato triplo (29,88%). Conforme discutido por Hollas *et al*. (2023), as

emissões de N_2O no módulo de remoção de nitrogênio constituem a principal fonte de impacto nessa categoria. Ademais, os autores destacam que, apesar dessas emissões, o sistema apresenta desempenho ambiental superior ao armazenamento convencional de esterco.

No presente estudo, o cenário S2.I apresentou um desempenho relativamente equilibrado, com impactos próximos à neutralidade em categorias como acidificação terrestre, ecossistemas terrestres e ecotoxicidade terrestre. Nesse sentido, Cândido *et al*. (2022) ressaltam que, mesmo na ausência de créditos expressivos de substituição, o sistema desempenha um papel relevante como etapa de tratamento de baixo custo, contribuindo para a redução das concentrações de nitrogênio e para a mitigação de riscos de poluição ambiental.

6.3.8 Remoção de amônia por *air* stripping (S3.I e S4.I)

A implementação do *air stripping* de amônia (AAS) no cenário de precipitação de fosfato de cálcio (S3.I) promoveu ganhos substanciais no desempenho ambiental, não apresentando diferenças estatisticamente significativas em relação à rota de estruvita (S4.I) nas categorias de aquecimento global, toxicidade humana não carcinogênica, acidificação terrestre e ecotoxicidade terrestre. Contudo, diferenças relevantes foram observadas nas categorias de escassez de recursos minerais e ecossistemas terrestres, conforme evidenciado na Figura 6 – contraste que não se verificou no bloco da fração sólida (Figura 4).

Tal resultado está associado à substituição do sulfato de amônio (SA), identificado como o principal ponto crítico entre os cenários avaliados. A análise de contribuição (Figura 7) demonstrou que o SA respondeu por mais de 40% da carga total nas categorias de aquecimento global, ecotoxicidade terrestre e escassez de recursos minerais, e por mais de 30% nas categorias de ecossistemas terrestres e acidificação terrestre.

Na categoria de toxicidade humana não carcinogênica (Figura 7), a contribuição do SA foi suficiente para diferenciar estatisticamente os cenários integrados com AAS (S3.I e S4.I) das demais alternativas (S1.I e S2.I), efeito que não foi observado no bloco da fração sólida. Essa diferença está diretamente relacionada ao perfil de impacto da produção industrial de AS, uma vez que sua rota sintética envolve a reação

da amônia – oriunda do Processo Haber-Bosch – com ácido sulfúrico, cuja produção requer a oxidação do enxofre a SO_2/SO_3 e subsequente absorção em água.

Trata-se, portanto, de um processo intensivo em energia e associado a emissões atmosféricas significativas que, como consequência, o ácido sulfúrico figura entre os principais contribuintes para categorias como acidificação terrestre, ecotoxicidade terrestre e toxicidade humana não carcinogênica. Assim, ao recuperar o nitrogênio via síntese de SA a partir do AAS, evitam-se os impactos da produção industrial, bem como as emissões associadas à aplicação do fertilizante, incluindo NH_3 e N_2O para a atmosfera e NO_3^- para águas superficiais e subterrâneas, reduzindo as pressões sobre os ecossistemas e limitando a formação de precursores de ozônio que afetam a fotossíntese e a produtividade agrícola (Li *et al*., 2024a).

Com base nos fluxos de massa e energia da base de dados Ecoinvent (2021), a produção de SA apresentou impactos até 20 vezes superiores aos da ureia em todas as categorias avaliadas, reforçando seu papel como principal ponto crítico a ser evitado em cenários com AAS. A mesma tendência foi observada nas categorias de escassez de recursos minerais e ecossistemas terrestres, nas quais a precipitação de fosfato de cálcio (S3.I) apresentou desempenho significativamente superior ao da precipitação de estruvita com AAS (S4.I) (Fig. 6). Essa diferença decorre do fato de que, no cenário S4.I, parte do nitrogênio é recuperada via estruvita – considerada na substituição da ureia –, enquanto, no cenário S3.I, todo o nitrogênio é recuperado via AAS, evitando-se integralmente a produção industrial de SA.

Na categoria de escassez de recursos minerais, os cenários integrados com AAS (S3.I e S4.I) apresentaram os maiores benefícios líquidos, superando inclusive aqueles associados à substituição de fertilizantes fosfatados (Figuras 6 e 7). Esse resultado, embora contraintuitivo, pode ser explicado pelo fato de que a produção industrial de SA está fortemente vinculada às cadeias extrativas de metais como zinco, níquel e cobre (Ecoinvent, 2021; Kar *et al*., 2023). Dessa forma, evitar sua síntese gera benefícios mais expressivos do que aqueles decorrentes da substituição de fertilizantes fosfatados, redefinindo a hierarquia esperada nessa categoria e contribuindo significativamente para a redução da pressão sobre recursos minerais estratégicos.

Apesar dos impactos associados ao consumo adicional de energia e insumos químicos, a recuperação de nitrogênio via AAS mostrou-se amplamente vantajosa quando comparada à produção industrial de SA. Nas categorias de aquecimento

global, acidificação terrestre e consumo de água, os créditos associados ao SA evitado representaram entre 77,3% e 80,6%; 64,0% e 66,6%; e 28,6% e 30,7% dos resultados líquidos nos cenários S3.I e S4.I, respectivamente.

Em contrapartida, os impactos associados ao consumo de eletricidade, ácido sulfúrico, cal hidratada, calor e emissões de CO_2 representaram apenas entre 4,7% e 5,0%; 6,0% e 7,0%; e 4,8% e 5,0% nessas categorias. Esses resultados evidenciam que os impactos do processo de recuperação são relativamente baixos frente aos benefícios de evitar a produção industrial de SA.

Ressalta-se que resultados semelhantes foram reportados por Kar *et al*. (2023), que estimaram emissões de 0,2kg a 0,5kg CO_2 eq por kg de SA produzido via AAS, aproximadamente seis vezes inferiores às da rota convencional via Haber-Bosch (2,5kg CO_2 eq/kg). De acordo com Gong *et al*. (2024), o SA derivado de águas residuais apresenta menor potencial de impacto ambiental na maioria das categorias avaliadas, incluindo aquecimento global, sendo os principais contribuintes energia, ácido sulfúrico e hidróxido de sódio.

Na categoria de eutrofização de água doce, os cenários de precipitação química integrados ao AAS (S3.I e S4.I) apresentaram impactos ambientais relevantes. O cenário S3.I registrou o maior impacto (0,04kg P eq), principalmente em função do lançamento de efluentes contendo cargas residuais de fósforo e nitrogênio em corpos hídricos. Tais impactos não foram compensados pelos créditos associados à redução do uso de superfosfato triplo e SA. Embora a precipitação de estruvita (S4.I) tenha contribuído para a redução desses impactos, ao imobilizar nutrientes em um produto estável e de maior valor agronômico (Tambone *et al*., 2017), tal redução não foi suficiente para neutralizar completamente os riscos de eutrofização, conforme também observado por Duan *et al*. (2020).

Esses resultados indicam que, para essa categoria, os cenários S3.I e S4.I não atendem plenamente aos critérios para lançamento direto em corpos hídricos, evidenciando a necessidade de tratamentos complementares. Ainda assim, cabe destacar que o AAS eleva o pH do efluente por meio da adição de $Ca(OH)_2$, favorecendo a inativação de microrganismos patogênicos (Matsuzaki *et al*., 2021). Nesse sentido, conforme discutido para o cenário S2.I, embora não garantam conformidade para descarte direto, os cenários S3.I e S4.I apresentam potencial para reuso interno em atividades da suinocultura, como a limpeza de instalações,

contribuindo para a mitigação dos impactos de eutrofização e para a redução da pressão sobre os recursos hídricos.

6.3.9 Fertirrigação (S1.l)

Na categoria de eutrofização de água doce (Figura 7), o cenário S1.l, que envolve a aplicação direta da fração líquida do digestato, apresentou um benefício líquido ($-1{,}59 \times 10^{-3}$kg P eq) que, embora modesto, esteve principalmente associado à substituição do superfosfato triplo ($-1{,}68 \times 10^{-3}$kg P eq, representando 78,2%). Esse crédito compensou parcialmente os impactos decorrentes das perdas de nutrientes para corpos hídricos durante a aplicação no solo (10,45%) e do consumo de diesel (2,3%). Dessa forma, a aplicação controlada em solos agrícolas, quando associada a práticas adequadas de manejo, pode contribuir para a redução dos impactos ambientais dessa estratégia.

Após a remoção da maior parte do fósforo e do nitrogênio na etapa anterior de tratamento da FS, a fertirrigação da fração líquida configura-se como uma alternativa relevante para mitigar os impactos de eutrofização observados nos cenários S3.l e S4.l, ao mesmo tempo em que permite o aproveitamento agronômico dos nutrientes remanescentes (N, P e K) no efluente. Já aplicação da fração líquida do digestato no solo manteve-se como o principal ponto crítico nas categorias de acidificação terrestre (80,4%) e ecossistemas terrestres (59,7%). Esse resultado está diretamente relacionado ao método de fertirrigação por aspersão, que favorece perdas significativas de nitrogênio por volatilização, conforme discutido anteriormente.

O consumo de diesel também contribuiu de forma relevante para essas categorias (2,6% e 24%, respectivamente), bem como para o aquecimento global (20,7%), impacto que poderia ser mitigado por meio da substituição do diesel por biogás como fonte energética.

Além disso, o armazenamento do digestato contribuiu significativamente para as categorias atmosféricas, uma vez que, embora a digestão anaeróbia reduza as emissões de CH_4 em relação ao armazenamento de esterco não tratado, ainda ocorrem liberações relevantes desse gás de efeito estufa, bem como volatilização de NH_3. Nesse contexto, estratégias de mitigação, como a cobertura de tanques de armazenamento e a aplicação direta no sulco de plantio, são fundamentais para a

redução desses impactos (Baldé *et al*., 2016; Maldaner *et al*., 2018; Styles *et al*., 2018; Abey Wickrama *et al*., 2024).

6.3.10 Comparação integrada e implicações críticas

O presente estudo analisou tecnologias consolidadas e emergentes que possibilitam integrações entre as frações sólida e líquida do digestato, alinhando-se às abordagens discutidas por Cucurachi *et al*. (2018), que destacam a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta essencial para tecnologias em níveis intermediários de maturidade, recomendando que sua avaliação seja conduzida por meio de cenários prospectivos e de ampliação de escala. Tal abordagem permite antecipar ganhos de eficiência em escala de mercado e lidar com as incertezas associadas aos processos e aos fatores de caracterização.

Sob uma perspectiva integrada, os resultados indicam que a combinação de precipitação química – seja de estruvita seja de fosfato de cálcio –, associada ao *air stripping* de amônia (AAS) e à fertirrigação, maximiza os ganhos ambientais ao equilibrar a recuperação de nutrientes com o manejo de efluentes. Essa configuração resulta em reduções líquidas no aquecimento global, na escassez de recursos minerais e na acidificação terrestre, além de mitigar a ecotoxicidade, contribuindo para estratégias de gestão de nutrientes alinhadas à economia circular.

Nesse contexto, a integração da precipitação de fosfato de cálcio – produto com menor nível de maturidade tecnológica (TRL) – com o AAS (S3.I) apresentou desempenho ambiental superior em relação à estruvita (S4.I), que possui TRL mais consolidado, especialmente nas categorias de escassez de recursos minerais e ecossistemas terrestres (Figura 6). Esse desempenho é impulsionado, sobretudo, pela redução dos impactos associados à produção industrial de sulfato de amônio.

Do ponto de vista técnico e econômico, as rotas baseadas em fosfato de cálcio apresentam menores custos operacionais (OPEX ≈ 0,35US$/kg P) em comparação com a estruvita (OPEX ≈ 1,51 US$/kg P, conforme estudos revisados), devido ao menor consumo de reagentes de alto custo, como o MgO – que pode representar até 75% do OPEX –, substituído por insumos mais acessíveis, como o $Ca(OH)_2$ (Shafaghat *et al*., 2024). Além disso, observam-se sinergias operacionais, como o alinhamento do pH de operação (~9) entre as etapas de precipitação e volatilização de NH_3, o que simplifica o controle do processo e favorece sua escalabilidade.

Contudo, desafios persistem, especialmente relacionados à necessidade de acidificação prévia para solubilização do fósforo e ao consumo de alcalinidade, fatores que podem elevar o OPEX e os impactos ambientais devido ao uso de H_2SO_4, limitando a adoção em larga escala.

O processo AAS destaca-se como a alternativa com maiores benefícios ambientais no presente estudo, sendo frequentemente considerado uma tecnologia de referência para a recuperação de nitrogênio a partir de resíduos. Uma perspectiva promissora envolve sua integração com a compostagem, com o objetivo de mitigar um dos principais gargalos dessa rota: as emissões de NH_3 e N_2O. Essa integração permitiria a captura do nitrogênio volátil e evitaria a produção de sulfato de amônio sintético, com potencial de redução de impactos na acidificação (estimada entre 20% e 30%, com base na substituição de fertilizantes).

Estudos recentes, como os de Saud *et al*. (2020), reforçam essa abordagem ao demonstrarem que lavadores ácidos acoplados à secagem de lodo apresentam elevada eficiência na remoção de NH_3, embora os custos ainda limitem sua competitividade. No contexto da compostagem, tecnologias de captura – como membranas (Soto-Herranz *et al*., 2021) e sistemas de recirculação de condensado – possibilitaram reduções de até 59,3% nas emissões de NH_3 e aumentos de cerca de 20% no teor de nitrogênio do produto-final, com benefícios agronômicos comprovados (Zhou *et al*., 2023). De modo geral, esses estudos indicam elevada viabilidade técnica e ganhos ambientais, mas também apontam limitações econômicas em pequena escala, reforçando a necessidade de incentivos para sua implementação comercial.

No que se refere ao consumo energético, Shafaghat *et al*. (2025) reportam que a remoção de amônia pode demandar entre 24,9 e 68,7 kWh por tonelada de digestato, resultando em custos de recuperação de até US$ 1,87/kg N. Esse perfil energético configura-se como uma das principais restrições à viabilidade econômica e à escalabilidade, especialmente em sistemas sem acesso a fontes renováveis.

No presente estudo, a integração do calor residual da cogeração em plantas de biogás contribuiu para a redução parcial dos impactos ambientais ao substituir o uso de lenha. Contudo, essa solução depende da disponibilidade local de excedentes térmicos e da competitividade frente a outros usos dessa energia. De forma semelhante, os resultados dos cenários S1.1.s e S1.2.s, que evidenciam vantagens ambientais na substituição do diesel por biogás, indicam a necessidade de investigações mais aprofundadas sobre a alocação de biogás para processos de

valorização do digestato, como a secagem de precipitados – estruvita ou fosfato de cálcio – e a remoção de amônia.

Ainda assim, essa estratégia pode implicar *trade-offs*, como a redução da produção e comercialização de biometano, afetando a rentabilidade global da planta. Esses aspectos evidenciam a importância de que avaliações futuras integrem não apenas créditos ambientais, mas também custos de oportunidade e a resiliência dos sistemas energéticos em condições reais de mercado.

Por fim, os impactos relacionados à eutrofização permanecem como um desafio relevante nas rotas de precipitação e remoção de nutrientes, demandando tratamentos complementares ou estratégias de aplicação controlada no solo. Conforme observado no cenário S1.l, a fertirrigação após as etapas de recuperação de fósforo e nitrogênio configura-se como uma alternativa promissora, uma vez que reduz a carga de nutrientes excedentes e potencializa os benefícios agronômicos do efluente.

Nesse sentido, Duan *et al*. (2020) destacam que, apesar dos avanços tecnológicos, o uso direto do digestato em solos agrícolas permanece, sob condições controladas, a alternativa ambientalmente mais favorável. Esse resultado reforça que, em contextos com limitações de área ou risco de sobrecarga de nutrientes, a fertirrigação deve ser considerada uma estratégia complementar, capaz de mitigar desvantagens e fortalecer a sustentabilidade de tecnologias mais intensivas.

6.4 CONCLUSÕES

Este estudo forneceu uma avaliação abrangente do ciclo de vida de tecnologias alternativas para a valorização, separadamente, das frações sólida e líquida do digestato suíno, combinada com simulações de Monte Carlo para quantificar incertezas e permitir inferências estatísticas.

Para o bloco as alternativas da fração sólida, a precipitação de estruvita (S4.s) emergiu como a alternativa mais promissora, proporcionando benefícios ambientais na maioria das categorias de impacto e alcançando o melhor desempenho em quatro delas. O cenário de fertirrigação (S1.1.s e S1.2.s) apresentou bom desempenho em três categorias, mas exibiu impactos significativos em outras, principalmente devido às emissões associadas à aplicação direta no solo. Em contrapartida, a precipitação

de fosfato de cálcio (S3.s) apresentou os piores resultados em quatro categorias, como consequência de seu menor potencial de substituição de fertilizantes minerais.

Para o bloco da fração líquida, a SISTRATES®configuração (S2.l) apresentou os menores benefícios ambientais, principalmente devido à ausência de substituição de fertilizantes nitrogenados. Por outro lado, a integração da remoção de amônia por Stripping com a precipitação de fosfato de cálcio (S3.l) melhorou o desempenho para níveis comparáveis aos da estruvita, embora ambas as rotas (S3.l e S4.l) não tenham atendido aos padrões de descarte direto em eutrofização de água doce, exigindo, portanto, tratamento adicional.

De forma integrada, os resultados indicam que a combinação da precipitação de estruvita na fração sólida com a AAS e precipitação de fosfato de cálcio na fração líquida maximiza os ganhos ambientais, conciliando a recuperação de nutrientes com o gerenciamento seguro de efluentes. No entanto, são necessários mais estudos de viabilidade econômica para avaliar a implementação dessas rotas. Em suma, as evidências reforçam o papel estratégico da recuperação de nutrientes na sustentabilidade da digestão anaeróbia e fornecem suporte técnico para políticas públicas e decisões de investimento que conciliam a viabilidade econômica com os benefícios ambientais, alinhando-se, assim, aos princípios da economia circular e da mitigação das mudanças climáticas.

6.5 REFERÊNCIAS

ABEYWICKRAMA, H. G. K.; LI, X.; ZHANG, Y.; WANG, C.; LIU, Z. Monitoring CH_4 fluxes in sewage sludge treatment centres: challenging emission underreporting. **Remote Sensing**, [*s. l.*], v. 16, n. 13, e2312, 2024.

AHMAD, N.; LI, J.; ZHANG, Y.; LIU, Y.; WANG, X. Environmental implications of phosphate-based fertilizer industrial waste and its management practices. **Environmental Monitoring and Assessment**, [*s. l.*], v. 195, e1406, 2023.

ALENGEBAWY, A.; MOHAMED, B. A.; JIN, K.; LIU, T.; GHIMIRE, N.; SAMER, M.; AI, P. A comparative life cycle assessment of biofertilizer production towards sustainable utilization of anaerobic digestate. **Sustainable Production and Consumption**, [*s.l.*], v. 33, p. 875-889, 2022.

ASSOCIAÇÃO ECOINVENT. **Ecoinvent database**: life cycle inventory database, version 3.8. Zurich: Ecoinvent Association, 2021. Disponível em: https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/data-releases/ecoinvent-3-8/. Acesso em: 27 set. 2023.

BALDÉ, H.; VANDERZAAG, A. C.; BURTT, S. D.; WAGNER-RIDDLE, C.; CROLLA, A.; DESJARDINS, R. L.; MACDONALD, D. J. Methane emissions from digestate at an agricultural biogas plant. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 253, p. 261-267, 2018.

BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S.; MALAMIS, D.; MOUSTAKAS, K.; LOIZIDOU, M. Exploring technological alternatives of nutrient recovery from digestate as a secondary resource. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [*s. l.*], v. 134, e110379, 2020.

BASAK, J. K.; PAUDEL, B.; SHAHRIAR, S. A.; DEB, N. C.; KANG, D. Y.; KIM, H. T. Prediction of drinking water requirements by applying statistical and machine learning models in growing-finishing stage of pigs. **Computers and Electronics in Agriculture**, [*s. l.*], v. 210, e107865, 2023.

CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, [*s. l.*], v. 301, e113905, 2022.

CARRARO, G.; TONDERSKI, K.; ENRICH-PRAST, A. Solid-liquid separation of digestate from biogas plants: a systematic review of the techniques' performance. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 389, e129703, 2024.

CESARO, A. The valorization of the anaerobic digestate from the organic fractions of municipal solid waste: challenges and perspectives. **Journal of Environmental Management**, [*s. l.*], v. 280, e111742, 2021.

CHINI, A.; HOLLAS, C. E.; BOLSAN, A. C.; ANTES, F. G.; TREICHEL, H.; KUNZ, A. Treatment of digestate from swine sludge continuous stirred tank reactor to reduce total carbon and total solids content. **Environment, Development and Sustainability**, [*s.l.*], v. 23, n. 8, p. 12326-12341, 2021.

CHOJNACKA, K.; MOUSTAKAS, K. Anaerobic digestate management for carbon neutrality and fertilizer use: a review of current practices and future opportunities. **Biomass and Bioenergy**, [*s.l.*], v. 180, e107005, 2024.

CIBIOGÁS – CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS – BIOGÁS. **Panorama do biogás no Brasil 2022**. Foz do Iguaçu: CIBiogás, 2022. Disponível em: https://cibiogas.org/wp-content/uploads/2022/04/NT-PANORAMA-DO-BIOGAS-NO-BRASIL-2021.pdf. Acesso em: 29 jul. 2025.

CIROTH, A.; MÜLLER, S.; WEIDEMA, B.; LESAGE, P. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [*s.l.*], v. 21, n. 9, p. 1338-1348, 2016.

COELHO, S. T.; GARCILASSO, V. P.; NASCIMENTO FILHO, A. D.; SANTOS, M. M. dos; JOPPERT, C. L. **Tecnologias de produção e uso de biogás e biometano:** parte I – biogás; parte II – biometano. São Paulo: IEE/USP, 2018.

CORBALA-ROBLES, L.; SASTAFIANA, W. N. D.; VAN LINDEN, V.; VOLCKE, E. I. P.; SCHAUBROECK, T. Life cycle assessment of biological pig manure treatment versus direct land application – a trade-off story. **Resources, Conservation and Recycling**, [*s.l.*], v. 131, p. 86–98, 2018.

CUCURACHI, S.; VAN DER GIESEN, C.; GUINÉE, J. Ex-ante LCA of emerging technologies. **Procedia CIRP**, [*s.l.*], v. 69, p. 463-468, 2018.

DJODJIC, F.; BERGSTRÖM, L.; SCHMIEDER, F.; SANDSTRÖM, C.; AGBACK, P.; HU, Y. Soils potentially vulnerable to phosphorus losses: speciation of inorganic and organic phosphorus and estimation of leaching losses. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [*s. l.*], v. 127, n. 2, p. 225–245, 2023.

DUAN, N.; KHOSHNEVISAN, B.; LIN, C.; LIU, Z.; LIU, H. Life cycle assessment of anaerobic digestion of pig manure coupled with different digestate treatment technologies. **Environment International**, [*s. l.*], v. 137, p. x-x, 2020

ESTEVES, E. M. M.; HERRERA, A. M. N.; ESTEVES, V. P. P.; MORGADO, C. R. V. Life cycle assessment of manure biogas production: A review. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 219, p. 411-423, 2019.

FARZAD, S.; MANDEGARI, M. A.; GUO, M.; HAIGH, K. F.; SHAH, N.; GÖRGENS, J. F. Multi-product biorefineries from lignocelluloses: A pathway to revitalisation of the sugar industry?. **Biotechnology for Biofuels**, [*s. l.*], v. 10, n. 1, p. 87-95, 2017.

FUCHS, W.; DROSG, B. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 67, n. 9, p. 1984-1993, 2013.

GHAVAM, S.; VAHDATI, M.; WILSON, I. A. G.; STYRING, P. **Sustainable Ammonia Production Processes**. [*S. l.*]: Frontiers Media S.A., 2021.

GHOSH, S.; LOBANOV, S.; LO, V. K. **An overview of technologies to recover phosphorus as struvite from wastewater**: advantages and shortcomings. [*S. l.*]: Springer Verlag, 2019.

GIKONYO, E.; ZAHARAH, A. R.; HANAFI, M. M.; ANUAR, R. Phosphorus leaching in an acid tropical soil “recapitalized” with phosphate rock and triple superphosphate. **The Scientific World Journal**, [*s. l.*], v. 10, p. 1498–1508, 2010.

GONG, Y.; WANG, X.; BAO, X.; LAM, K. L. Life cycle assessment of ammonium sulfate recovery from urban wastewater. **Blue-Green Systems**, [*s. l.*], v. 6, n. 1, p. 90–99, 2024.

GUERCINI, S.; CASTELLI, G.; RUMOR, C. Vacuum evaporation treatment of digestate: Full exploitation of cogeneration heat to process the whole digestate production. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 70, n. 3, p. 479–485, 2014.

GUILAYN, F.; JIMENEZ, J.; ROUEZ, M.; CREST, M.; PATUREAU, D. Digestate mechanical separation: Efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 274, p. 180–189, 2019a.

GUILAYN, F.; JIMENEZ, J.; ROUEZ, M.; CREST, M.; PATUREAU, D. First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. **Waste Management**, v. 86, p. 67–79, 1 mar. 2019b.

GUIMARÃES, D.; AMARAL, G.; MAIA, G.; LEMOS, M.; ITO, M.; CUSTODIO, S. **Suinocultura**: Estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. [*S. l.: s. n.*], 2017. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/11794. Acesso em: 3 abr. 2024.

HEIJUNGS, R.; HENRIKSSON, P. J. G.; GUINÉE, J. B. Measures of difference and significance in the era of computer simulations, meta-analysis, and big data. **Entropy**, [*s. l.*], v. 18, n. 10, 2016.

HERBES, C.; ROTH, U.; WULF, S.; DAHLIN, J. Economic assessment of different biogas digestate processing technologies: A scenario-based analysis. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 255, e120282, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120282.

HOLLAS, C. E.; DO AMARAL, K. G. C.; LANGE, M. V.; HIGARASHI, M. M.; RADIS STEINMETZ, R. L.; BARROS, E. C.; MARIANI, L. F.; NAKANO, V.; KUNZ, A.; SANCHES-PEREIRA, A.; DE MARTINO JANNUZZI, G. Life cycle assessment of waste management from the Brazilian pig chain residues in two perspectives: Electricity and biomethane production. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 354, e131654, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131654. Acesso em: 3 abr. 2024.

HOLLAS, C. E.; RODRIGUES, H. C.; BOLSAN, A. C.; VENTURIN, B.; BORTOLI, M.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Swine manure treatment technologies as drivers for circular economy in agribusiness: A techno-economic and life cycle assessment approach. Science of the Total **Environment**, [*s. l.*], v. 857, e159552, 2023.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. International **Journal of Life Cycle Assessment**, [*s. l.*], v. 22, n. 2, p. 138–147, 2017.

IJOMA, G. N.; MUTUNGWAZI, A.; MANNIE, T.; NURMAHOMED, W.; MATAMBO, T. S.; HILDEBRANDT, D. **Addressing the water-energy nexus**: A focus on the barriers and potentials of harnessing wastewater treatment processes for biogas production in Sub Saharan Africa. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2022.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE (IMA). **Instrução Normativa nº 11**: Suinocultura. Florianópolis: IMA, 2021. Disponível em: https://in.ima.sc.gov.br/. Acesso em: 14 jan. 2026.

IOANNOU-TTOFA, L.; FOTEINIS, S.; SEIFELNASR MOUSTAFA, A.; ABDELSALAM, E.; SAMER, M.; FATTA-KASSINOS, D. Life cycle assessment of household biogas production in Egypt: Influence of digester volume, biogas leakages, and digestate valorization as biofertilizer. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 286,e125468, 2021.

JIANG, Danping; ZHU, Shengnan. Advances in dark fermentation hydrogen production technologies. **Waste to Renewable Biohydroge**, [*s.l.*], v. 1, p. 123–137, 2021.

KAR, S.; SINGH, R.; GURIAN, P. L.; HENDRICKS, A.; KOHL, P.; MCKELVEY, S.; SPATARI, S. Life cycle assessment and techno-economic analysis of nitrogen recovery by ammonia air-stripping from wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 857, e159499, 2023.

KHOSHNEVISAN, B.; SHAFIEI, M.; RAJAEIFAR, M. A.; TABATABAEI, M. Biogas and bioethanol production from pinewood pre-treated with steam explosion and N-methylmorpholine-N-oxide (NMMO): A comparative life cycle assessment approach. **Energy**, [*s. l.*], v. 114, p. 935–950, 2016.

KOKULAN, V.; SCHNEIDER, K.; MACRAE, M. L.; WILSON, H. Struvite application to field corn decreases the risk of environmental phosphorus loss while maintaining crop yield. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, [*s. l.*], v. 366, 2024.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; AMARAL, A.C. do (Org.). **Fundamentos da anaerobiose digestão, biogás purificação,uso e tratamento do digerido**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022.

LECONTE, M. C.; MAZZARINO, M. J.; SATTI, P.; IGLESIAS, M. C.; LAOS, F. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 29, n. 9, p. 2446–2453, 2009.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, [*s. l.*], v. 528, n. 7580, p. 60–68, 2015.

LI, Y. bei; LIU, T. ting; SONG, J. li; LV, J. hua; JIANG, J. shao. Effects of chemical additives on emissions of ammonia and greenhouse gas during sewage sludge composting. **Process Safety and Environmental Protection**, [*s. l.*], v. 143, p. 129–137, 2020.

LI, F.; ZHOU, Z.; LEVIS, S.; SITCH, S.; HAYES, F.; FENG, Z.; REICH, P. B.; ZHAO, Z.; ZHOU, Y. Quantifying the role of ozone-caused damage to vegetation in the Earth system: a new parameterization scheme for photosynthetic and stomatal responses. **Geoscientific Model Development**, [*s. l.*], v. 17, n. 16, p. 6173–6193, 2024.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. **Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus**: A comparative review of anaerobic digestion and composting. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2018.

MALDANER, Lia et al. Methane emissions from storage of digestate at a dairy manure biogas facility. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 258, p. 96–107, 15 ago. 2018.

MANCHO, C.; DIEZ-PASCUAL, S.; ALONSO, J.; GIL-DÍAZ, M.; LOBO, M. C. Assessment of Recovered Struvite as a Safe and Sustainable Phosphorous Fertilizer. **Environments – MDPI**, [*s. l.*], v. 10, n. 2, e 2023.

MATSUZAKI, S.; AZUMA, K.; LIN, X.; KURAGANO, M.; UWAI, K.; YAMANAKA, S.; TOKURAKU, K. Farm use of calcium hydroxide as an effective barrier against pathogens. **Scientific Reports**, [*s. l.*], v. 11, n. 1,e7941 , 2021.

MAURER, C.; MÜLLER, J. Drying characteristics of biogas digestate in a hybrid waste-heat/solar dryer. **Energies**, [*s. l.*], v. 12, n. 7, p. 1-22, 2019.

MENDOZA BELTRAN, A.; PRADO, V.; FONT VIVANCO, D.; HENRIKSSON, P. J. G.; GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R. Quantified Uncertainties in Comparative Life Cycle Assessment: What Can Be Concluded?. **Environmental Science and Technology**, [*s. l.*], v. 52, n. 4, p. 2152–2161, 2018.

MIELE, M.; SILVA, M.; NICOLOSO, R.; CORRÊA, J.; HIGARASHI, M.; KUNZ, A.; SANDI, A. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, [*s. l.*], v. 24, n. 1, p. 31–46, 2015.

MOHAMMADI, A.; VENKATESH, G.; SANDBERG, M.; ESKANDARI, S.; GRANSTRÖM, K. Life cycle assessment of combination of anaerobic digestion and pyrolysis: Focusing on different options for biogas use. **Advances in Geosciences**, [*s. l.*], v. 49, p. 57–66, 2019.

MONFET, E.; AUBRY, G.; RAMIREZ, A. A. **Nutrient removal and recovery from digestate**: a review of the technology technology. [*S. l.*]: Taylor and Francis Ltd., 2018.

MUJUMDAR, AS (Org.). **Manual de secagem industrial**. Boca Ratón: CRC Press, 2014.

MUNASINGHE-ARACHCHIGE, S. P.; NIRMALAKHANDAN, N. **Nitrogen-Fertilizer Recovery from the Centrate of Anaerobically Digested Sludge**. [*S. l.*]: American Chemical Society, 2020.

NAGY, D.; BALOGH, P.; GABNAI, Z.; POPP, J.; OLÁH, J.; BAI, A. Economic analysis of pellet production in co-digestion biogas plants. **Energies**, [*s. l.*], v. 11, n. 5, e1135, 2018.

OLIVEIRA, L. S. B. L.; OLIVEIRA, D. S. B. L.; BEZERRA, B. S.; SILVA PEREIRA, B.; BATTISTELLE, R. A. G. Environmental analysis of organic waste treatment focusing

on composting scenarios. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 155, p. 229–237, 2017.

OSORIO-TEJADA, J.; TRAN, N. N.; HESSEL, V.; OSORIO, J. **Techno-environmental assessment of small-scale Haber-Bosch and plasma-assisted ammonia supply chains**. [*S. l.: s. n.*], 2022. Disponível em: http://wrap.warwick.ac.uk/163908. Acesso em: 29 set. 2023.

PENG, W.; PIVATO, A. **Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy**. [*S. l.*]: Springer Netherlands, 2019.

PRÉ SUSTENTABILIDADE BV SimaPro 9.2. **Amersfoort**: PRé Sustainability, 2021. Disponível em: https://simapro.com. Acesso em: 14 jan. 2026.

RAMÍREZ-ISLAS, M. E.; GÜERECA, L. P.; SOSA-RODRIGUEZ, F. S.; COBOS-PERALTA, M. A. Environmental assessment of energy production from anaerobic digestion of pig manure at medium-scale using life cycle assessment. **Waste Management**, [*s. l.*], v. 102, p. 85–96, 2020.

REHL, T.; MÜLLER, J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. Resources, **Conservation and Recycling**, [*s. l.*], v. 56, n. 1, p. 92–104, 2011.

RIDDLE, M.; BERGSTRÖM, L.; SCHMIEDER, F.; KIRCHMANN, H.; CONDRON, L.; ARONSSON, H. Phosphorus Leaching from an Organic and a Mineral Arable Soil in a Rainfall Simulation Study. **Journal of Environmental Quality**, [*s. l.*], v. 47, n. 3, p. 487–495, 2018.

SAUD, A.; HAVUKAINEN, J.; MÄNTTÄRI, M.; HORTTANAINEN, M. Evaluation and techno-economic analysis of packed bed scrubber for ammonia recovery from drying fumes produced during the thermal drying of sewage sludge. *In*: E3S WEB OF CONFERENCES, 2020, [*s. l.*], v. 150. **Anais...** [*S. l.*]: EDP Sciences, 2020.

SENA, M.; SEIB, M.; NOGUERA, D. R.; HICKS, A. Environmental impacts of phosphorus recovery through struvite precipitation in wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 280, p.194-204, 2021.

SHADDEL, S.; UCAR, S.; ANDREASSEN, J. P.; STERHUS, S. W. Engineering of struvite crystals by regulating supersaturation - Correlation with phosphorus recovery, crystal morphology and process efficiency. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [*s. l.*], v. 7, n. 1, e102918, 2019.

SHAFAGHAT, A. H.; MERENDA, A.; SECCOMBE, D.; PHUNTSHO, S.; SHON, H. K. **From waste to high-value fertilisers**: Harvesting nutrients from liquid anaerobic digestate for a circular bioeconomy. [*S. l.*]: Elsevier B.V., 2024.

SINGH, A. K.; GHOSH, A.; SANNAGOUDAR, M. S.; KUMAR, R. V.; KUMAR, S.; SINGH, P. D.; AHAMAD, S. Sustainable agriculture systems and technologies. In:

SINGH, A. K.; GHOSH, A. (Ed.). **Sustainable agriculture systems and technologies**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2022. p. 279–294.

SOTO-HERRANZ, M.; SÁNCHEZ-BÁSCONES, M.; ANTOLÍN-RODRÍGUEZ, J. M.; MARTÍN-RAMOS, P. Reduction of ammonia emissions from laying hen manure in a closed composting process using gas-permeable membrane technology. **Agronomy**, [*s. l.*], v. 11, n. 12, e122384 2021.

STEINMETZ, Ricardo Luí Radis et al. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 37, n. 3, p. 239–244, 2009.

STYLES, D.; ADAMS, P.; THELIN, G.; VANEECKHAUTE, C.; CHADWICK, D.; WITHERS, P. J. A. Life cycle assessment of biofertilizer production and use compared with conventional liquid digestate management**. Environmental Science & Technology**, [*s. l.*], v. 52, n. 13, p. 7468–7476, 2018.

SUZIN, L.; ANTES, F. G.; BEDENDO, G. C.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Chemical Removal of Phosphorus from Swine Effluent: the Impact of Previous Effluent Treatment Technologies on Process Efficiency. **Water, Air, and Soil Pollution**, [*s. l.*], v. 229, n. 11, e341, 2018.

SZOGI, A. A.; VANOTTI, M. B.; SHUMAKER, P. D. Economic Recovery of Calcium Phosphates From Swine Lagoon Sludge Using Quick Wash Process and Geotextile Filtration. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, [*s. l.*], v. 2, e00037, 2018.

TAMBONE, F.; ORZI, V.; D'IMPORZANO, G.; ADANI, F. Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 243, p. 1251–1256, 2017.

VANEECKHAUTE, C.; GHEKIERE, G.; MICHELS, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. Assessing nutrient use efficiency and environmental pressure of macronutrients in biobased mineral fertilizers: a review of recent advances and best practices at field scale. In: SPARKS, D. L. (ed.). **Advances in Agronomy**. San Diego: Academic Press, 2014. v. 128, p. 137–180.

VANEECKHAUTE, C.; LEBUF, V.; MICHELS, E.; BELIA, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. **Nutrient Recovery from Digestate**: Systematic Technology Review and Product Classification. [*S. l.*]: Springer Netherlands, 2017.

VARGA, Z. I.; SHAHZAD, S.; RAMAY, M. W.; DAMAK, M.; GULYÁS, M.; BÉRES, A.; GYURICZA, C.; SZÉKÁCS, A.; ALEKSZA, L. Ammonia and Greenhouse Gas Emissions from Organic Manure Composting: The Effect of Membrane Cover. **Agronomy**, [*s. l.*], v. 14, n. 7, e1471, 2024.

VAZ, V.; DE SOUZA, S. N. M.; GOMES, S. D.; NOGUEIRA, C. E. C.; BITTENCOURT, P. R. S.; DECHECHI, F. G. Thermoeconomic analysis of a rural micro-generation power plant integrated with a fertigation system1. **Revista Brasileira de Engenharia Agricola e Ambiental**, [*s. l.*], v. 29, n. 11, p.123-131, 2025.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; FONGARO, G.; KICH, J. D.; BARARDI, C. R. M.; SUZIN, L. Pathogen Inactivation and the Chemical Removal of Phosphorus from Swine Wastewater. **Water, Air, and Soil Pollution**, [*s. l.*], v. 226, n. 8, p. 226–263, 2015.

WANG, C.; MALIK, A.; WANG, Y.; CHANG, Y.; PANG, M.; ZHOU, D. Understanding the resource-use and environmental impacts of bioethanol production in China based on a MRIO-based hybrid LCA model. **Energy**, [*s. l.*], v. 203, p. 117877, 2020.

ZAMPORI, L.; SALA, S.; CASTELLANI, V. **Guide for interpreting life cycle assessment results**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.

ZHANG, Y.; JIANG, Y.; WANG, S.; WANG, Z.; LIU, Y.; HU, Z.; ZHAN, X. Environmental sustainability assessment of pig manure mono- and co-digestion and dynamic land application of the digestate. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [*s. l.*], v. 137, e110476, 2021.

ZHOU, S.; JIA, P.; XU, W.; SHANE ALAM, S.; ZHANG, Z. A novel composting system for mitigating ammonia emissions and producing nitrogen-rich organic fertilizer. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 386, e129690, 2023.

6.6 MATERIAL SUPLEMENTAR

6.6.1 Fonte e características do digestato

O digestato avaliado neste estudo foi coletado em cinco usinas de biogás de geração distribuída, com capacidade instalada de 75 kW, localizadas no município de Toledo, na região oeste do estado do Paraná. Todas as unidades utilizam dejetos suínos como única matéria-prima, com geração diária superior a 50 m³ por unidade. Uma dessas usinas, descrita em detalhes por Vaz *et al*. (2025), opera em uma propriedade com mais de 2.100 suínos. As demais unidades são abastecidas com dejetos provenientes da fase de terminação, processando, cada uma, resíduos de mais de 2.000 animais.

Os dados físico-químicos monitorados são apresentados nas Tabelas 1S. As análises foram conduzidas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), campus de Cascavel, seguindo os métodos oficiais estabelecidos pela Association of Official Agricultural Chemists (AOAC, 2016).

Tabela 1S. Caracterização do digestato bruto a partir de dados de monitoramento.

Parâmetros	Digestato Bruto			Fonte
pH	7,50	±	0,16	Dados de monitoramento
TS (g L $^{-1}$)	12.20	±	3,91	Dados de monitoramento
VS (g L $^{-1}$)	5,89	±	1,93	Dados de monitoramento
TAN (g L $^{-1}$)	1,74	±	0,19	Dados de monitoramento
TN (g L $^{-1}$)	2.16	±	0,33	Dados de monitoramento
P (g L $^{-1}$)	0,60	±	0,22	Dados de monitoramento
K (g L- ^{1})	0,54	±	0,17	Dados de monitoramento
Ca (g L $^{-1}$)	0,23	±	0,07	Dados de monitoramento
TOC (g L $^{-1}$)	1,36	±	0,84	Dados de monitoramento
Alcalinidade (g CaCO3 L $^{-1}$)	5,51	±	0,02	Dados de monitoramento
Cu (g L $^{-1}$)	8,98	±	-	(STEINMETZ et al., 2009)
Zn (g L $^{-1}$)	63,60	±	-	(STEINMETZ et al., 2009)
Al (g L $^{-1}$)	113	±	-	(STEINMETZ et al., 2009)
Cd (g L $^{-1}$)	8,90	±	-	(STEINMETZ et al., 2009)
Cr (g L $^{-1}$)	346	±	-	(STEINMETZ et al., 2009)
Pb (g L $^{-1}$)	6,70	±	-	(STEINMETZ et al., 2009)

Onde: Os valores são expressos como média ±e desvio padrão (DP), TS: sólidos totais, VS: sólidos voláteis, TAN: nitrogênio amoniacal total, TN: nitrogênio total, P: fósforo, K: potássio, TOC: carbono orgânico total, Cu: cobre, Zn: zinco, Al: alumínio, Cd: cádmio, Cr: cromo, Pb: chumbo.
Fonte: Os Autores (2026).

6.6.2 Etapas de separação sólido-líquido

A caracterização das frações sólidas e líquidas obtidas tanto do tanque de decantação quanto das prensas de parafuso foi baseada na abordagem proposta por Guilayn *et* al. (2019a) e revisada por Carraro *et al.* (2024) Esse método estima a razão de separação de massa fresca (R_{SF}) e o índice de separação (SI_x) para cada nutriente, usando concentrações medidas no digestato bruto e nas frações separadas. O R_{SF} representa a parcela do digestato alocada à fração sólida e foi calculado conforme mostrado na Equação 1S:

$$R_{SF} = \frac{[DM]_{Dig} - [DM]_{LF}}{[DM]_{SF} - [DM]_{LF}} \quad (\text{Eq. } 1S)$$

Onde: $[DM]_{Dig}, [DM]_{LF}, and\ [DM]_{SF}$estão as concentrações de matéria seca (g L^{-1}) no digestato bruto, na fração líquida e na fração sólida, respectivamente.

O índice de separação expressa a recuperação do elemento x na fração sólida em relação ao seu teor inicial no digestato, conforme mostrado na Equação 2S:

$$SI_x = R_{SF} \frac{[X]_{SF}}{[X]_{Dig}} \quad (\text{Eq. } 2S)$$

Onde $[X]_{SF}$a concentração do elemento x na fração sólida e $[X]_{Dig}$ sua concentração no digestato bruto.

As Tabelas 2S e 3S apresentam os valores calculados R_{SF}para SI_xa separação em tanque de sedimentação e prensa de parafuso, respectivamente. Os dados de tanques de sedimentação simples foram obtidos conforme relatado por Chini *et al*. (2021)e Cândido *et al*. (2022), que indicam eficiências de separação globais muito menores, mas são amplamente utilizados no Brasil como uma solução de baixo custo, e não como uma tecnologia de alto desempenho. Complementarmente, os dados das prensas de parafuso foram baseados na compilação de Carraro *et al*. (2024), que também forneceram informações adicionais sobre a partição de metais-traço nas frações do digestato, incorporadas aqui para refinar as estimativas derivadas de ambos os processos de separação.

Tabela 2S. Razão de separação de massa fresca (R_{SF}) e índices de separação (SI_x) para separação sólido-líquido do digestato por tanque de decantação.

	SLS - Tanque de decantação			Fonte
R $_{SF}$	0,35	±	0,05	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{DM}$	0,54	±	0,19	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{VS}$	0,55	±	0,13	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{TAN}$	0,42	±	0,06	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{TN}$	0,52	±	0,07	(Chini *et al.*, 2021)
SI $_{TP}$	0,69	±	0,22	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{Ca}$	0,35	±	0,03	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{K}$	0,36	±	0,06	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
SI $_{TOC}$	0,53	±	0,20	(Cândido *et al.*, 2022; Chini *et al.*, 2021)
Cu (%)	0,80	±	0,13	(Carraro *et al.*, 2024; Vaneeckhaute *et al.*, 2017a)
Zn (%)	0,82	±	0,10	(Carraro *et al.*, 2024; Vaneeckhaute *et al.*, 2017a)
Al (%)	0,87	±	0,07	(Carraro *et al.*, 2024; Vaneeckhaute *et al.*, 2017a)
Cd (%)	0,17	±	0,24	(Carraro *et al.*, 2024; Vaneeckhaute *et al.*, 2017a)
Cr (%)	0,83	±	0,09	(Carraro *et al.*, 2024; Vaneeckhaute *et al.*, 2017a)
Chumbo (%)	0,85	±	0,07	(Carraro *et al.*, 2024; Vaneeckhaute *et al.*, 2017a)

Os valores foram calculados a partir dos dados experimentais relatados por Chini et al. (2021) e Cândido et al. (2022).
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 3S. Razão de separação de massa fresca (R_{SF}) e índices de separação (SI_x) para separação sólido-líquido do digestato por prensa de parafuso.

	SLS - Prensa de parafuso			Fonte
R $_{SF}$	0,13	±	0,08	(Carraro et al., 2024)
SI $_{DM}$	0,43	±	0,20	(Carraro et al., 2024)
SI $_{TAN}$	0,15	±	0,02	(Carraro et al., 2024)
SI $_{TN}$	0,22	±	0,10	(Chini et al., 2021)
SI $_{TP}$	0,37	±	0,20	(Carraro et al., 2024)
SI $_{K}$	0,14	±	0,02	(Carraro et al., 2024)
SI $_{TOC}$	0,53	±	0,20	(CÂNDIDO et al., 2022; CHINI et al., 2021)
Cu (%)	0,80	±	0,13	(CARRARO et al., 2024; VANEECKHAUTE et al., 2017a)
Zn (%)	0,82	±	0,10	(CARRARO et al., 2024; VANEECKHAUTE et al., 2017a)
Al (%)	0,87	±	0,07	(CARRARO et al., 2024; VANEECKHAUTE et al., 2017a)
Cd (%)	0,17	±	0,24	(CARRARO et al., 2024; VANEECKHAUTE et al., 2017a)
Cr (%)	0,83	±	0,09	(CARRARO et al., 2024; VANEECKHAUTE et al., 2017a)
Chumbo (%)	0,85	±	0,07	(CARRARO et al., 2024; VANEECKHAUTE et al., 2017a)

SI_{TN} e SI_{TOC} não foram relatados por Carraro *et al.* (2024) portanto, utilizou-se para os cálculos os dados experimentais fornecidos por Chini *et al.* (2021).
Fonte: Os autores (2026).

6.6.3 Métodos de cálculo do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Esta seção descreve os procedimentos adotados para a compilação do inventário do ciclo de vida (ICV), detalhando os métodos aplicados para estimar as emissões de CO_2, CH_4, N_2O, NO, N_2 e NH_3, tanto na fase de simulação quanto na fase de aplicação em campo, relacionadas à operação dos sistemas de tratamento. As estimativas aqui apresentadas baseiam-se nos inventários relatados por Cherubini *et al*. (2015), Hollas *et al*. (2023) e Kar *et al*. (2023).

6.6.4 Entradas

O consumo de eletricidade (kWh) em cada cenário foi determinado usando a Equação 3S, que considera a demanda de energia do equipamento (kW), o tempo de operação (h) e o volume de digestato direcionado ao processo, expresso pela taxa de separação de massa fresca (R_{SF}). O tempo de operação depende da capacidade de

processamento do equipamento ($m^3\ h^{-1}$). A maioria dos valores para demanda de enerobtidasapacidade do equipamento foram obtidos de$\mathrm{SISTRATES}^{®}$ monitoramento, conforme detalhado por Cândido *et al*. (2022).

$$Electricity\ consumption = Power\ demand\ * Operating\ time * R_{SF} \quad (\mathrm{Eq.}\ 3S)$$

O consumo de eletricidade para o módulo N foi calculado com base nos períodos operacionais em condições comparáveis, particularmente em relação ao teor de nitrogênio amoniacal total (NAT) no digestato (Cândido *et al*., 2022). Para o processo de remoção de amônia por ar, tanto o consumo de eletricidade quanto todos os insumos adicionais – incluindo cal hidratada, ácido sulfúrico, calor e água – foram obtidos diretamente de Kar *et al*. (2023), que expressaram as necessidades específicas de cada insumo por unidade de NAT removido.

O consumo de diesel (MJ) para fertirrigação foi estimado utilizando dados do Ecoinvent v3.8 (2021), que reporta uma necessidade energética de 1 MJ tkm^{-1} para transporte de carga, conforme mostrado na Equação 4S. Para este estudo, considerou-se um vagão-tanque com capacidade de 5 m^3 e distância de transporte de 10 km, conforme discutido por (Zhang *et al*., 2021). Além disso, o consumo de diesel associado ao processo de compostagem foi modelado utilizando o processo “Transporte, carga, caminhão 7,5–16 toneladas métricas, EURO6”, conjunto de dados disponibilizado pelo Ecoinvent v3.11 (2023).

$$Diesel\ consumption\ = Transport\ distance\ * Load\ * 1\ MJ\ tkm^{-1} \quad (\mathrm{Eq.}\ 4S)$$

Para a etapa de distribuição, foram utilizados os fluxos correspondentes do Ecoinvent v3.8 (2021). Nesse caso, o inventário depende da área de aplicação, que foi definida de acordo com as recomendações agronômicas de fertilização. Para as vias da fração sólida, a referência foi uma taxa de fertilização fosfatada de 100kg P_2O_5 ha^{-1}, enquanto para as vias da fração líquida a referência foi uma taxa de fertilização nitrogenada de 80kg N ha^{-1}. Esses valores refletem a aplicação subsequente ao solo em consonância com as recomendações agronômicas específicas para cada cultura, conforme já discutido (Ima, 2021; Kunz *et al*., 2022).

No cenário de transporte movido a biogás (S1.2.s), a demanda de energia relatada no Ecoinvent v3.8 (2021) – 1 MJ tkm^{-1} para transporte de carga – foi ajustada

por um fator de equivalência de eficiência derivado da razão entre a eficiência típica do ciclo diesel (34%) e a eficiência do Ciclo Otto para motores a biogás (26%). Essa correção implica que os motores a biogás requerem cerca de 31% mais energia primária do que os motores a diesel para fornecer o mesmo trabalho útil, garantindo uma representação mais realista das necessidades de combustível.

A demanda térmica para secagem no cenário S2.s foi estimada considerando um secador de tambor rotativo, conforme relatado em Mujumbar *et al*. (2014). De acordo com essa fonte, o consumo típico de energia de secadores de tambor rotativo é de 4,6 MJ por quilograma de água evaporada. A quantidade de água a ser evaporada foi calculada usando a Equação 5S, que considera a massa de digestato direcionada à secagem e a remoção de sólidos tanto pelo tanque de decantação ($R_{SF_{SST}}$) quanto pela prensa de parafuso ($R_{SF_{SP}}$). Isso garante que a necessidade de energia reflita a remoção específica de umidade necessária para atingir o teor de matéria seca desejado.

$$Water_{evaporated} = \left(M_{in} * R_{SF_{SST}} * R_{SF_{SP}}\right) - \left(DM * SI_{DM_{SST}} * \frac{SI_{DM_{SP}}}{DM_{target}}\right) \quad (\text{Eq. } 5S)$$

Onde:

M_{in}: fluxo de massa de digestato bruto de entrada (kg);

DM: teor inicial de matéria seca do digestato (%);

$SI_{DM_{SST}}$: índice de separação da matéria seca para o tanque de decantação;

$SI_{DM_{SP}}$: índice de separação da matéria seca para a prensa de parafuso; e

DM_{target}: teor alvo de matéria seca após a secagem (80%) (Brasil, 2020).

Para os cenários de precipitação química (S3.s, S4.s, S2.l, S3.l e S4.l), a estimativa da demanda térmica seguiu a mesma abordagem da secagem (Equação 5S), mas foi adaptada para levar em conta a massa do precipitado formado, conforme mostrado nas Equações. 6S e 7S.

$$Precipitated\ mass = \left(MM_{Precipitate} * \left(\frac{P_{Dig}}{MM_{PO_4^{3-}}}\right) * \eta_P\right) \quad (\text{Eq. } 6S)$$

$$Water_{evaporated} = \left(\frac{Precipitated\ mass}{DM}\right) * (1 - DM) \quad (\text{Eq. } 7S)$$

Onde:

$MM_{Precipitate}$(g mol⁻¹): massa molar do precipitado (310,18 para $Ca_3(PO_4)_2$, 245,41 para estruvita);

P_{Dig}(g L⁻¹): concentração de fósforo no digestato;

η_P: eficiência de remoção de fósforo (95% para fosfato de cálcio; 91,5% para estruvita); e

$MM_{PO_4^{3-}}$(g mol⁻¹): massa molar do grupo fosfato (94,97 g mol⁻¹).

O ácido sulfúrico (H_2SO_4) foi utilizado para aumentar a disponibilidade de fósforo e neutralizar a alcalinidade do digestato. O consumo de H_2SO_4 foi estimado a partir da neutralização estequiométrica da alcalinidade, expressa em equivalentes de $CaCO_3$, de acordo com a Equação 8S. A massa de ácido necessária por unidade de volume foi obtida por proporcionalidade, utilizando as massas molares. Quanto aos outros reagentes, a demanda foi ajustada pela divisão do fluxo: multiplicada por R_{SF}para rotas de fração sólida e por (1 – R_{SF}) para rotas de fração líquida.

$$H_2SO_4 + CaCO_3 \rightarrow CaSO_4 + CO_2 + H_2O \quad (\text{Eq. } 8S)$$

O consumo de cal hidratada ($Ca(OH)_2$) foi calculado com base em uma relação molar Ca:P de 1,5 (Cândido et al., 2022). O procedimento de cálculo está detalhado na Equação 9S. Para cenários de fração sólida, o resultado foi multiplicado por R_{SF}, enquanto para cenários de fração líquida foi multiplicado por (1 – R_{SF}), garantindo que a demanda de reagente reflita a proporção de digestato direcionada a cada rota de tratamento.

$$Ca(OH)^2 consumption = \left(\left(\frac{P_{Dig}}{MM_P}\right) * 1.5 - \frac{Ca}{MM_{Ca}}\right) * MM_{Ca(OH)_2} * R_{block} \quad (\text{Eq. } 9S)$$

Onde:

P_{Dig}(g L⁻¹): concentração de fósforo no digestato;

Ca (g L⁻¹): concentração de cálcio no digestato;

MM_P: massa molar do fósforo (30,97 g mol⁻¹);

$MM_{Ca(OH)_2}$: massa molar da cal hidratada (74,08 g mol⁻¹); e

R_{block}: R_{SF}para cenários de fração sólida ou (1 – R_{SF}) para cenários de fração líquida.

O consumo de óxido de magnésio (MgO) para a precipitação de estruvita foi calculado com base na proporção molar estequiométrica de 1:1:1 entre Mg^{2+}, NH_4^+ e PO_4^{3-}, conforme relatado por Warmadewanthi ***et al.*** (2020).Nesta abordagem, a concentração de fósforo no digestato foi convertida em unidades molares e a quantidade molar correspondente de Mg necessária foi determinada de acordo com a proporção 1:1. Como nas entradas anteriores, a demanda de reagentes foi ajustada por R_{SF}para cenários de fração sólida e por (1 – R_{SF}) para cenários de fração líquida.

6.6.5 Produtos

Para todos os cenários, os impactos evitados dos fertilizantes minerais (N, P e K) foram quantificados utilizando dados de inventário do banco de dados Ecoinvent v3.8 (2021). O cálculo considerou o conteúdo de nutrientes dos produtos gerados em cada cenário, expresso em equivalentes de N, P_2O_5 e K_2O. Os fertilizantes evitados correspondentes foram considerados ureia para nitrogênio, superfosfato triplo (TSP) para fósforo e cloreto de potássio (KCl) para potássio, conforme descrito nas Equações 9S, 10s, 11s, 12s e 13S.

Adicionalmente, nos cenários que incluem a remoção de amônia por ar (AAS), o sulfato de amônio (AS) foi considerado um produto evitado, visto que é o principal composto gerado nesse processo (Equação 10S). Além disso, a reutilização da água e o consumo evitado de lenha foram considerados como coprodutos relevantes em cenários específicos.

$$Urea_{avoided}\ (kg) = \left(\frac{N_{products}}{N_{content\ urea}}\right) * R_{block} \qquad (\text{Eq. } 10S)$$

$$AS_{avoided}\ (kg) = \left(\frac{N_{products}}{N_{content\ AS}}\right) * R_{block} \qquad (\text{Eq. } 11S)$$

$$TSP_{avoided}\ (kg) = \left(\frac{P_{products} * Conversion_{P_2O_5}}{P_{content_{TSP}}}\right) * R_{block} \qquad (\text{Eq. } 12S)$$

$$KCl_{avoided}\ (kg) = \left(\frac{K_{products} * Conversion_{K_2O}}{K_{content_{KCl}}}\right) * R_{block} \qquad (\text{Eq. } 13S)$$

A reutilização da água foi considerada nos cenários de precipitação química da fração líquida (S2.l, S3.l e S4.l). A parcela reutilizável foi calculada como a diferença entre a taxa de separação de massa fresca da fração líquida ($R_{LF} = 0.65$) e a da etapa de precipitação química ($R_{SF_{precipitation}} = 0.10$, Candido et al., 2022). No cenário S2.l, o lodo gerado no módulo N também foi contabilizado ($R_{SF_{sludge}} = 0.09$), conforme Cândido *et al.* (2022), contribuindo ainda mais para o fluxo de água recuperada.

Para a redução do uso de lenha, foi utilizado o conjunto de dados “Calor, distrital ou industrial, diferente de gás natural {RoW} | produção de calor, cavacos de madeira macia de floresta, em forno de 300 kW” do banco de dados Ecoinvent v3.8 (2021). Esse conjunto de dados descreve a produção de calor (MJ) com base na combustão de cavacos de madeira macia em fornos de 300 kW e foi usado para calcular os impactos evitados do consumo de lenha no processo de secagem.

6.6.6 Emissões para a atmosfera

As emissões atmosféricas nos cenários em estudo foram determinadas seguindo a abordagem relatada por Hollas *et al*. (2023), com as equações de estimativa específicas resumidas na Tabela 4S. Essas equações abrangem as emissões de CH_4, CO_2, NH_3, N_2O e NO, e são referenciadas a partir de fontes bibliográficas estabelecidas, como IPCC (2019), Cherubini *et al*. (2015); Kunz e Mukhtar (2016); Noyola *et al*. (2018); e Sardá *et al*. (2018).

Tabela 4S. Equações aplicadas para a estimativa das emissões atmosféricas nos cenários avaliados.

Parâmetro estimado	Equação de estimativa		Referência
CH_{4e} = Emissão de CH_4 (kg)	$CH_{4e} = 2164.87 + \frac{-12.23 - 2165.87}{1 + e^{\frac{x - 221.08}{46.16}}}$	Eq. (14S)	(Sardá *et al*., 2018)
CO_{2e} = Emissão de CO_2 (kg)	$CO_{2e} = \left(\frac{CH_{4e}}{\left(\frac{16.033}{12.001}\right)}\right) * \left(\frac{44.009}{12.001}\right) * 1{,}42$	Eq. (15S)	(Cherubini *et al*., 2015)

$NH_{3\,(g)}$ = Concentração gasosa de amônia (kg m $^{-3}$)	$NH_{3\,(g)} = \frac{2.75 * 10^6}{T} \; exp\; exp\,(\frac{-1.04 * 10^4}{T}) * \tau$	Eq. (16S)	(Kunz; Mukhtar, 2016)
CH_{4N} = Emissão de CH_4 (kg m $^{-3}$)	$CH_{4N} = VS * B_0 * 0.67 * MCFn \; * \; 0.4$	Eq. (17S)	(Noyola *et al*., 2018)
N_2O = Emissão de $_{N_2O}$ (kg $_{N_2O}$)	$N_2On = TN * e_i * \left(\frac{44}{28}\right)$	Eq. (18S)	IPCC (2019) Tabela 10.21, p. 10.64, Vol. 4. Capítulo 10
NH_{3f} = Emissão de NH_3 no campo (kg NH_3)	$NH_{3f} = TAN_d * e_i * \left(\frac{17}{14}\right)$	Eq. (19S)	(Cherubini *et al*., 2015)
NO_f = Emissão de NO no campo (kg NO)	$NO_f = TAN_d * e_i \; * \left(\frac{30}{14}\right)$	Eq. (20S)	(Cherubini *et al*., 2015)
N_2Oi = Emissão indireta $_{de\ N_2O}$ (NH_3-N+NO-N) volatilizado no campo (kg N_2O)	$N_2Oi = \left(NH3_f + NO_f\right) * 0.01 \; * \left(\frac{44}{28}\right)$	Eq. (21S)	IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11,

Onde: CH_4e = emissão de CH_4 (kg); x = dia "x"; CO_2e = emissão de CO_2 (kg); $NH_{3\,(g)}$ = concentração de amônia gasosa (kg m^{-3}); T = temperatura (K); τ = razão na solução entre a concentração de NH_4^+ e H^+ (adimensional); TANd = concentração de TAN no dia "x" (kg m^{-3}); dx = dia "x"; CH_4n = emissão de CH_4 no módulo N_2 (kg); VS = sólidos voláteis que entram no módulo N_2 (kg); B_0 = capacidade máxima de produção de metano (0,41 Nm^3 CH_4) kg $_{VS}$ $^{-1}$); 0,67 = densidade do CH_4 (kg m $^{-3}$); MCFn = Fator de Conversão de metano (0,08 kg kg $^{-1}$); N_2On = emissão de N_2O no módulo N (kg N_2O); NH_{3f} = emissão de NH_3 no campo (kg NH_3); TN_f = Nitrogênio total aplicado no campo (kg kg $^{-1}$); N_{2f} = emissão de N_2 no campo (kg N_2); NO_f = emissão de NO no campo (kg NO); N_2Oi = emissão indireta de N_2O (NH_3-N+NO-N) volatilizado no campo (kg N_2O); N_2Od_c = emissão direta de N_2O no campo (kg N_2O).
Fonte: Adaptado de Hollas *et al*. (2023).

Para NH_3 a emissão relacionada ao armazenamento, as etapas de precipitação química e secagem também foram consideradas e estimadas com base no equilíbrio químico entre a amônia livre na fase gasosa e a amônia livre dissolvida, conforme apresentado por Kunz e Mukhtar (2016) (Equação 16S e Tabela S4).

Para a estimativa das emissões relacionadas à aplicação no solo, foram utilizados fatores de emissão típicos para esses processos, considerando as emissões de NH_3 (Equação 18S), NO (Equação 20S), $N_2O_{indirect}$ (Equação 21S) e N_2O_{direct} (Equação 22S). Os fatores adotados para cada produto gerado (digestato, fosfato de cálcio, estruvita, composto e sulfato de amônio) estão resumidos na Tabela 5S e foram derivados de Cherubini *et al*. (2015), IPCC (2006, 2019) e FGV (2023).

Tabela 5S**.** Fatores de emissão para aplicação no solo de produtos derivados do digestato.

i	e_i	**NH $_3$ (kg kg $^{-1}$)**	**Fator de emissão de NO (kg kg $^{-1}$)**	**Emissão de N_2O fator (kg kg $^{-1}$)**	**Fonte**
1	Digestato	0,256	0,1	0,078	Cherubini *et al*. (2015); IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
2	Fosfato de cálcio	0,00	0,00	0,00	-
3	Estruvita	0,05	0,018	0,002	Wester-Larsen *et al*. (2022); IPCC (2019) Cap. 11 – Emissões de N_2O e NO_x de FGV (2023)
4	Composto	0,05	0,001	0,006	IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.17, Vol. 4. Capítulo 11
5	Sulfato de amônio	0,1	0,011	0,022	IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, Vol. 4. Capítulo 11;

Fonte: Os Autores (2026).

O calor residual foi tratado como um coproduto da geração de eletricidade a partir de biogás. Para contabilizar a produção conjunta, parte dos impactos ambientais do processo foi alocada ao calor residual. A alocação foi realizada de acordo com a eficiência de conversão elétrica de 28% relatada por Vaz *et al.* (2025). Consequentemente, um fator de ponderação de 0,72 (1 a 0,28) foi atribuído ao calor residual e aplicado aos fatores de emissão fornecidos no banco de dados Ecoinvent v3.8 (2021), conforme apresentado na Tabela 6S.

Tabela 6S. Fatores utilizados para estimar as emissões do módulo de cogeração nos cenários em estudo.

Emissões de cogeração (kg MJ $^{-1}$)	
NOx	5,53E-06
CO	1,77E-05
CO_2	0,030799
Capítulo $_4$	8,48E-06
N_2O	9.22E-07
SO_2	9.22E-06
Platina	2,58E-12
óleo lubrificante	1,11E-05

Fonte: Adaptado de Hollas *et al*. (2023).

As emissões da compostagem foram estimadas considerando a degradação tanto do digestato quanto do agente estruturante – lascas de madeira (Ramírez-Islas *et al.,* 2020). Foram aplicadas as taxas de degradação da matéria orgânica relatadas

por (74,5% para o digestato e 53,3% para as lascas de madeira), juntamente com os respectivos fatores de emissão para CO_2 (0,26 kg CO_2-C kg MO_degradada^{-1}), CH_4 (0,04 kg CH_4-C kg MO_degradada^{-1}), NH_3 (0,08 kg NH_3-N kg NT_convertido^{-1}) e N_2O (0,02 kg N_2O-N kg NT_convertido^{-1}). As emissões biogênicas de CO_2 da compostagem foram incluídas no inventário, mas tratadas como neutras em carbono, em conformidade com as diretrizes do IPCC (2019).

O conteúdo de nutrientes do agente estruturante foi caracterizado de acordo com Oliveira *et al*. (2017) e Masin *et al*. (2021), conforme mostrado na Tabela 7S, enquanto a quantidade de serragem necessária foi determinada seguindo a Equação 22S, de Oliveira *et al*. (2017).

$$\text{Quantidade de serragem requerida } (kg\ m^{-3}) = \frac{Q*1000}{R_{SF}} \qquad (\text{Eq. } 22S)$$

Onde: Q: Proporção de esterco/lascas de madeira.

Tabela 7S. Caracterização de lascas de madeira utilizadas como agente estruturante na compostagem.

Lascas de madeira como agente de volume (kg)	**35**	**±**	**5,00**	
Proporção de estrume: lascas de madeira (10L:1kg);	10	±	-	(Oliveira *et a*l., 2017)
Densidade dos cavacos de madeira (kg m $^{-3}$)	200	±	-	(Hollas *et al*., 2023)
MS no agente de volume (%)	59%	±	1%	(Masin *et al*., 2021)
TOC no agente de volume (g L $^{-1}$, Base seca)	603,39	±	5,08	(Masin *et al*., 2021)
TN no agente de volume (g L $^{-1}$, Base seca)	4,58	±	0,34	(Masin *et a*l., 2021)
TP no agente de volume (g L $^{-1}$, Base seca)	1,36	±	0,34	(Masin *et al*., 2021)
TK em agente de volume (g L $^{-1}$, Base seca)	0,10	±	0,03	(Masin *et al*., 2021)

Fonte: Os Autores (2026).

6.6.7 Emissões para a água e o solo

Para os cenários que envolvem o lançamento de efluentes em corpos d'água, os parâmetros de emissão foram determinados com base no balanço de massa do sistema. Na prática, esses valores foram definidos de acordo com a eficiência de remoção de poluentes de cada via de tratamento.

As emissões associadas à aplicação no campo que afetam a qualidade da água foram estimadas para todos os cenários usando fatores de emissão específicos do produto, conforme resumido na Tabela 8S. As perdas de N_2O da aplicação no solo foram calculadas seguindo o IPCC (2019). A lixiviação de nitrato após a aplicação de produtos derivados de esterco foi estimada de acordo com Cherubini *et al*. (2015), enquanto a lixiviação de fósforo foi derivada do teor de fósforo dos produtos aplicados ($P_{products}$) e da fração assumida como perdida como lixiviado (P_{loss}).

Tabela 8S. Equações para estimar as emissões para a água provenientes da aplicação em campo nos cenários estudados.

Parâmetro estimado	Equação de estimativa		Referência
N_2O f = emissão de N_2O no campo (kg N_2O)	$N_2O_f = TN_d * e_k * \left(\frac{44}{28}\right)$	Eq. (23S)	IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
NO_{3f} = lixiviação de NO_3 após aplicação (kg NO_3)	$NO_{3f} = TN_f * e_k * \left(\frac{62}{14}\right)$	Eq. (24S)	(Cherubini *et al*., 2015)
$NO2_f$ = lixiviação de NO_2 após aplicação (kg NO_3)	$NO_{2f} = TN_f * e_k * \left(\frac{62}{14}\right)$	Eq. (25S)	(Cherubini *et al*., 2015)
Lixiviação de P para a água (kg P)	$P_{leaching} = P_{products} * P_{loss_k}$	Eq. (26S)	-

Onde: N_2O_f = emissão de N_2O no campo (kg N_2O); TN_f = nitrogênio total aplicado (kg kg $^{-1}$); e e_k = fator de emissão de N_2O ou NO_3 (kg kg $^{-1}$) (Tabela 9S); NO_{3f} = lixiviação de NO_3 após a aplicação (kg NO_3); Fonte: Adaptado de Hollas *et al.* (2023).

Os fatores de emissão específicos para N_2O e NO_3^-, bem como os valores de perda de P atribuídos a cada produto derivado do digestato, estão resumidos na Tabela 9S.

Tabela 9S. Fatores de emissão para aplicação no solo de produtos derivados do digestato.

k	e_k	Emissão de N_2O fator (kg kg $^{-1}$)	Nº 3 fator de emissão (kg kg $^{-1}$)	P_{loss_k} (kg kg $^{-1}$)	Fonte
1	Digestato	0,0075	0,369	0,035	Cherubini *et al.* (2015); Vanden Nest *et al.* (2015); Styles *et al.* (2018)
2	Fosfato de cálcio	0,00	0,00	0,028	Gikonyo *et al.* (2010); Mancho e*t al.* (2023)
3	Estruvita	0,00	0,065	0,0024	Gikonyo *et al.* (2010); Mancho e*t al.*, (2023)
4	Composto	0,001	0,15	0,027	Vanden Nest *et al.* (2015) Pranckietienė *et al.* (2023)
5	Sulfato de amônio	0,00	0,304	0,00	Campbell *et al.* (2025); Wang *et al.* (2021)

Fonte: Os Autores (2026).

Para todos os cenários, as emissões de metais pesados para o solo foram estimadas com base nas concentrações típicas relatadas para esterco suíno por Steinmetz *et al*. (2009), conforme exposto na Tabela 1S, com a partição nas frações sólida e líquida, conforme apresentado na Tabela 2S. A dinâmica do comportamento dos metais em cada produto derivado não foi considerada neste estudo e deve ser abordada em pesquisas futuras.

6.6.8 Inventário

As tabelas 10S a 13S fornecem os inventários de ciclo de vida (ICV) abrangentes usados para modelar os cenários em estudo. Essas tabelas compilam os dados essenciais para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), incluindo requisitos de energia (eletricidade e energia térmica), consumo de reagentes, produtos materiais como fosfato de cálcio, estruvita e água recuperada, bem como as emissões associadas a cada etapa do processo.

A incerteza em todos os fluxos de inventário foi parametrizada usando a estrutura da matriz de pedigree aplicada no Ecoinvent v3.11 (2023), que avalia a qualidade dos dados com base na confiabilidade e na representatividade temporal, geográfica e tecnológica. Todos os valores são apresentados por unidade funcional de 1 m³ de digestato tratado.

6.6.9 Fertirrigação

Tabela 10S. Inventário detalhado do ciclo de vida (LCI) para cenários de fertirrigação.

Entradas	BLS			S1.s.1			S1.s.2			S1.l			Matriz de pedigree	Fonte
R_{SF}	**1,00**	**±**	**0,00**	**0,35**	**±**	**0,05**	**0,35**	**±**	**0,05**	**0,65**	**±**	**0,09**	**-**	Eq. (1S)
Diesel para transporte de digestato (MJ)	**50,00**	**±**	**20,15**	**17,50**	**±**	**7,48**	**-**	**-**	**-**	**32,50**	**±**	**13,90**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq.(4S)
Distância (km)	10,00	±	9	10,00	±	9	-	-	-	10,00	±	9	-	(Ecoivent , 2021)
Consumo de diesel (MJ tkm^{-1})	1,00	±	-	1,00	±	-				1,00	±	-	-	(ZHANG, Y. *et al.*, 2021)
Consumo de diesel (kg tkm^{-1})	0,022	±	0,001	0,022	±	0,001	-	-	-	0,022	±	0,001	-	Ecoinvent (2021)
Densidade do diesel (kg L^{-1})	0,84	±	0,04	0,84	±	0,04				0,84	±	0,04	-	(ANP, 2020)
Capacidade do tanque (m^3)	5,00	±	2	5,00	±	2,00	-	-	-	5,00	±	2,00	-	Ecoinvent (2021)
Biogás para transporte de digestato (MJ)	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**22,88**	**±**	**10,01**	**-**	**-**	**-**	**(2,3,2,3,3,na)**	

Poder calorífico do diesel (MJ L^{-1})	-	-	-	-	-	-	38,4	±	1,0	-	-	-		-	(Moran & Shapiro, 2018)
Valor calorífico do metano (MJ m^{-3})	-	-	-	-	-	-	35,8	±	3,6	-	-	-		-	de Química do NIST (2024)
Eficiência - Fator de equivalência energética	-	-	-	-	-	-	0,76	±	0,21	-	-	-		-	-
Eficiência do ciclo Diesel (%)							34%	±	0,06					-	(Moran & Shapiro, 2018)
Eficiência do ciclo Otto (%)	-	-	-	-	-	-	26%	±	0,06	-	-	-		-	(Moran & Shapiro, 2018)
Eficiência - Fator de equivalência energética	-	-	-	-	-	-	0,76	±	0,21	-	-	-		-	-

Saídas (produtos uteis)	**BLS**			**S1.s.1**			**S1.s.2**			**S1.I**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Fertilizantes químicos evitados NPK (kg)	**6,40**	**±**	**3,28**	**3,68**	**±**	**3,09**	**3,68**	**±**	**3,09**	**2,71**	**±**	**2,27**		-
Ureia evitado (kg)	**2,12**	**±**	**0,34**	**1,10**	**±**	**0,55**	**1,10**	**±**	**0,55**	**1,02**	**±**	**0,51**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (10S)
TSP evitado (kg)	**3,18**	**±**	**1,17**	**2,19**	**±**	**1,16**	**2,19**	**±**	**1,16**	**0,99**	**±**	**0,52**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (12S)
KCl evitado (kg)	**1,09**	**±**	**0,35**	**0,39**	**±**	**0,16**	**0,39**	**±**	**0,16**	**0,70**	**±**	**0,29**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (13S)
Área (ha)	**0,0137**	**±**	**0,0043**	**0,0094**	**±**	**0,0054**	**0,0094**	**±**	**0,0054**	**-**	**-**	**-**	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Recomendação de fertilização com fósforo (kg $_{P2O5}$ ha $^{-1}$)	**100,00**	±	**27,07**	**100,00**	±	**27,07**	**100,00**	±	**27,07**	**-**	-	**-**		(IMA, 2021); Kunz et al., 2022)
Área AS (ha)	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**0,006**	**±**	**0,003**	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Recomendação de fertilização nitrogenada (kg $_{N}$ ha $^{-1}$)	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**80,00**	**±**	**33,04**		(IMA, 2021); Kunz et al., 2022)
TN no digestato (g L^{-1})	0,95	±	0,15	1,42	±	0,68	1,42	±	0,68	0,71	±	0,34		Data principal
Teor de N na ureia (%)	45%	±	-	45,0%	±	-	45,0%	±	-	45,0%	±	-		(CRUZ et al., 2017)
Taxa de conversão de N	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-		(CRUZ et al., 2017)
P no digestato (g L^{-1})	0,60	±	0,22	1,17	±	0,60	1,17	±	0,60	0,29	±	0,15		Data principal
Teor de P no TSP (%)	43%	±	1,5%	43,0%	±	1,5%	43,0%	±	1,5%	43,0%	±	1,5%		(Cruz et al., 2017)
$_{\text{de conversão}}$ de P em P_2O_5	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-		(CRUZ et al., 2017)
K no digestato (g L^{-1})	0,54	±	0,17	0,56	±	0,22	0,56	±	0,22	0,54	±	0,21		Data principal
Teor de K em KCl (%)	60%	±	1,4%	60,0%	±	1,4%	60,0%	±	1,4%	60,0%	±	1,4%		(Cruz et al., 2017)
de K em K_2O	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-		(Cruz et al., 2017)

Emissões (para a atmosfera)	**BLS**			**S1.s.1**			**S1.s.2**			**S1.I**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo														
NH_3(kg)	**1,01**	**±**	**0,73**	**0,94**	**±**	**0,26**	**0,94**	**±**	**0,26**	**0,79**	**±**	**0,22**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (18S)
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	0,26	±	-	0,26	±	-	0,26	±	-	0,26	±	-		(Cherubini et al., 2015)
Nitrogênio amoniacal total (TAN_f) (g L^{-1})	1,15	±	0,13	1,39	±	0,33	1,39	±	0,33	1,02	±	0,24		-
Nitrogênio amoniacal total inicial (TAN_i) (g L^{-1})	1,74	±	0,19	2,10	±	0,49	2,10	±	0,49	1,54	±	0,36		Data principal
Perda de N por volatilização na fertirrigação (%)	31,0%	±	4,9%	31,0%	±	4,9%	31,0%	±	4,9%	31,0%	±	4,9%		(Kunz et al., 2022);(NICHOLSON et al., 2017)

Remoção de reservatórios de amônia (%)	34%	±	1%	34%	±	1%	34%	±	1%	34%	±	1%		(PAAVOLA; RINTALA, 2008; WANG et al., 2016)
N_2O(kg)	**0,036**	**±**	**5,82E-03**	**0,025**	**±**	**7,25E-03**	**8,46E-03**	**±**	**2,47E-03**	**0,022**	**±**	**6,53E-03**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (22S)
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	0,01	±	-	0,01	±	-	0,01	±	-	0,01	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	1,38	±	0,22	2,05	±	0,52	2,05	±	0,52	1,02	±	0,26		3,69E-02
TN no digestato (g L $^{-1}$)	2,16	±	0,33	3,20	±	0,79	3,20	±	0,79	1,59	±	0,40		Data principal
Remoção de Nitrogênio total no reservatório (%)	36%	±	2%	0,36	±	0,02	0,36	±	0,02	0,36	±	0,02		(PAAVOLA; RINTALA, 2008; WANG et al., 2016)
N_2O_{ic} (kg)	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,01**	**±**	**0,01**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (20S)
NÃO (kg)	**0,239**	**±**	**0,03**	**0,101**	**±**	**0,02**	**0,101**	**±**	**0,02**	**0,138**	**±**	**0,03**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (19S)
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	0,10	±	-	0,10	±	-	0,10	±	-	0,10	±	-		(Cherubini et al., 2015)
TAN $_f$ (g L $^{-1}$)	1,11	±	0,14	1,35	±	0,33	1,35	±	0,33	0,99	±	0,24		-
TAN no digestato (g L $^{-1}$)	1,74	±	0,19	2,10	±	0,49	2,10	±	0,49	1,54	±	0,36		Data principal
Remoção de Nitrogênio total no reservatório (%)	36%	±	2%	36%	±	2%	36%	±	2%	36%	±	2%		(PAAVOLA; RINTALA, 2008; WANG et al., 2016)
Tanque de armazenamento														
CO_2no tanque de armazenamento (kg)	**803,11**	**±**	**200,78**	**281,09**	**±**	**80,94**	**281,09**	**±**	**80,94**	**522,02**	**±**	**150,31**	**(3,3,3,3,3,na)**	Eq. (15S)
CH $_4$ e (g L $^{-1}$)	206,04	±	51,51	206,04	±	51,51	206,04	±	51,51	206,04	±	51,51		(Sardá et al., 2018)
TRH (dias)	120,00	±	30,00	120,00	±	30,00	120,00	±	30,00	120,00	±	30,00		Suposição
CH_4no tanque de armazenamento (kg)	**0,13**	**±**	**0,08**	**0,07**	**±**	**0,05**	**0,07**	**±**	**0,05**	**0,06**	**±**	**0,04**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (14S)
B $_0$ (Nm ^{3} CH $_4$ kg $_{VS}$ $^{-1}$)	0,41	±	0,20	0,41	±	0,20	0,41	±	0,20	0,41	±	0,20		(L. Wang et al., 2021;Khoshnevisan et al., 2016; Morais et al., 2021; Negral et al., 2017; Renggaman et al., 2021)
VS no digestato (g L $^{-1}$)	5,89	±	1,93	9,27	±	3,99	9,27	±	3,99	4,07	±	1,75		Data principal
Fator de conversão de metano (kg kg $^{-1}$)	0,08	±	0,03	0,08	±	0,03	0,08	±	0,03	0,08	±	0,03		(NOYOLA et al., 2018)
NH_3no tanque de armazenamento (kg)	**0,19**	**±**	**0,03**	**0,08**	**±**	**0,03**	**0,08**	**±**	**0,03**	**0,10**	**±**	**0,04**	**(2,3,4,3,3,na)**	Eq. (16S)
Fator de emissão de NH $_3$ emitido no armazenamento (kg kg $^{-1}$)	0,085	±	0,00	0,085	±	0,00	0,085	±	0,00	0,085	±	0,00		(Hutchings et al., 2013)
Taxa de mineralização de N orgânico (kg kg $^{-1}$)	0,185	±	0,00	0,185	±	0,00	0,185	±	0,00	0,185	±	0,00		(Hutchings et al., 2013)
TN no digestato (g L $^{-1}$)	2,16	±	0,33	3,20	±	0,79	3,20	±	0,79	1,59	±	0,40		(Anthonisen et al., 1976)
TAN no digestato (g L $^{-1}$)	1,74	±	0,19	2,10	±	0,49	2,10	±	0,49	1,54	±	0,36		Data principal
NH $_4$ $^{+ \text{ disponível}}$ no armazenamento (g L $^{-1}$)	1,82	±	0,34	2,30	±	0,79	2,30	±	0,79	1,55	±	0,53		(Cândido et al., 2022)
N_2Ono tanque de armazenamento (kg)	**0,02**	**±**	**0,00**	**0,009**	**±**	**0,00**	**0,01**	**±**	**0,00**	**0,008**	**±**	**0,00**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (18S)
Digastate emissão fator (kg kg $^{-1}$)	0,01	±	0,00	0,01	±	0,00	0,01	±	0,00	0,01	±	0,00		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11

TN no digestato (g L^{-1})	2,16	±	0,33	3,20	±	0,79	3,20	±	0,79	1,59	±	0,40		Data principal
Saídas (emissões para a água e o solo)	**BLS**			**S1.s.1**			**S1.s.2**			**S1.l**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo														
NO_3^- lixiviado (kg)	**0,54**	**±**	**0,09**	**0,28**	**±**	**0,08**	**0,28**	**±**	**0,08**	**0,26**	**±**	**0,08**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (24S)
FracLEACH -(H	0,24	±	0,51	0,24	±	0,51	0,24	±	0,51	0,24	±	0,51		IPCC (2019) Cap11 - Tabela 11.3 (Cherubini et al., 2015)
fração lixiviada (kg kg^{-1})	0,369	±	-	0,369	±	-	0,369	±	-	0,369	±	-		
TN_f (g L^{-1})	1,38	±	0,22	2,05	±	0,52	2,05	±	0,52	1,02	±	0,26		-
Eficiência de remoção de TN no reservatório (%)	36%	±	2%	36%	±	2%	36%	±	2%	36%	±	2%		(Wang et al., 2016; Paavola et al., 2008)
TN no digestato (g L^{-1})	2,16	±	0,33	3,20	±	0,79	3,20	±	0,79	1,59	±	0,40		Data principal
Lixiviado de P (kg)	**0,021**	**±**	**0,008**	**0,014**	**±**	**0,008**	**0,014**	**±**	**0,008**	**0,005**	**±**	**0,003**	**(2,3,1,1,3,na)**	Eq. (26S)
lixiviada - SF (%)	0,035	±	0,7%	3,5%	±	0,7%	3,5%	±	0,7%	3,5%	±	0,7%		(VANDEN NEST et al., 2015)
lixiviada - LF (%)	2,8%	±	0,01	2,8%	±	0,6%	2,8%	±	0,6%	2,8%	±	0,6%		(VANDEN NEST et al., 2015)
P no digestato (g L^{-1})	0,60	±	0,22	1,17	±	0,60	1,17	±	0,60	0,29	±	0,15		Data principal
NO_2^- lixiviado (kg)	**8,18E-03**	**±**	**1,32E-03**	**4,25E-03**	**±**	**1,24E-03**	**4,25E-03**	**±**	**1,24E-03**	**3,93E-03**	**±**	**1,15E-03**	**(2,3,1,1,3,na)**	Eq. (25S)
Fração lixiviada (kg kg^{-1})	7,50E-03	±	0,00E+00	7,50E-03	±	0,00E+00	7,50E-03	±	0,00E+00	7,50E-03	±	0,00E+00		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN_f (g L^{-1})	1,38	±	0,22	2,05	±	0,52	2,05	±	0,52	1,02	±	0,26		Data principal
Eficiência de remoção de TN no reservatório (%)	36%	±	2%	36%	±	2%	36%	±	2%	36%	±	2%		(Wang et al., 2016; Paavola et al., 2008)
TN no digestato (g L^{-1})	2,16	±	0,33	3,20	±	0,79	3,20	±	0,79	1,59	±	0,40		Data principal
Cu na fertilização (g)	9,0	±	0	7,2	±	1,16	7,20	±	1,16	1,78	±	0,29	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Zn na fertilização (g)	63,6	±	0	51,9	±	6,63	51,92	±	6,63	11,68	±	1,49	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Al na fertilização (g)	113	±	0	98,5	±	8,09	98,52	±	8,09	14,48	±	1,19	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Cádmio na fertilização (g)	8,9	±	0	1,5	±	2,15	1,48	±	2,15	7,42	±	10,74	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Cr na fertilização (g)	346	±	0	288,8	±	32,79	288,80	±	32,79	57,20	±	6,50	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Chumbo na fertilização (g)	6,7	±	0	5,7	±	0,50	5,68	±	0,50	1,02	±	0,09	(2,4,5,5,4,na)	Data principal

Nota**:** "Dados de monitoramento" referem-se aos valores obtidos do $SISTRATES^{®}$, enquanto "Dados primários" correspondem medições relatadas nas Tabelas S1, S2 e S3. "BLS" denota o cenário de referência; "S1.s.1" representa a fertirrigação por asper utilizando um trator-tanque movido a diesel; "S1.s.2" corresponde à fertirrigação por aspersão utilizando um trator-tanque movid biogás; e "S1.l" refere-se à fertirrigação por aspersão utilizando um irrigador de mangueira movido a diesel.

Fonte: Os Autores (2026).

6.6.9 Secagem

Tabela 11S. Inventário do ciclo de vida detalhado para o cenário de secagem.

11	**S2.s**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
R_{SF}	**0,046**	**±**	**0,01**		
Eletricidade para a prensa parafuso (kWh)	**0,06**	**±**	**0,01**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq.(3S)
Capacidade de prensagem (m^3 h^{-1})	4,00	±	0,30		Dados de monitoramento

Potência instalada (kW)	3,54	±	0,60		Dados de monitoramento
de operação (h)	0,36	±	0,03		Dados de monitoramento
Consumo de energia elétrica para o sistema de secagem (kWh)	**0,79**	**±**	**0,16**	**(1,4,1,3,2,na)**	Eq.(3S)
Secador capacidade ($m^3\ h^{-1}$)	0,75	±	0,30		Dados de monitoramento
Potência instalada (kW)	13,00	±	1,99		Dados de monitoramento
de operação (hm^{-3})	1,33	±	0,53		Dados de monitoramento
Eletricidade para granulação (kWh)	**0,5**	**±**	**1**	**(3,3,2,3,3,na)**	
Granulador capacidade ($ton\ h^{-1}$)	1-20'	±	-		Relatório de Bioenergia da IEA (2024); Projeto SYSTEMIC (2024)
Teor de matéria seca operacional (MS%)	0,43	±	-		
Calor residual para secagem (MJ)	**209,15**	**±**	**242,45**	**(2,3,1,3,2,na)**	
Teor de matéria seca operacional (MS%)	85,00	±	-		MAPA (2020)
Digestato de matéria seca (MS%)	6,2%	±	0,06		Dados primários
Água para evaporar (kg)	45,5	±	41,77		Eq.(5S)
Consumo típico de energia ($MJ\ kg^{-1}{}_{H2O}$)	4,6	±	3,3		Mujumdar et al. (2014)

Saídas (úteis) produtos)	**S2.s**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Ureia evitado (kg)	**0,16**	**±**	**0,10**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq.(10S)
TSP evitado (kg)	**1,18**	**±**	**0,97**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq.(12S)
KCl evitado (kg)	**0,15**	**±**	**0,05**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq.(13S)
Área (ha)	**0,0051**	**±**	**0,0044**	**(3,2,5,4,4,na)**	
Área organomineral (ha)	**0,0069**	**±**	**0,0072**	**(3,2,5,4,4,na)**	
Recomendação de fertilização com fósforo ($kg\ _{P2O5}\ ha^{-1}$)	**100,00**	±	**27,07**		(IMA, 2021); Kunz et al., 2022)
Teor de N na ureia (%)	45%	±	-		(Cruz et al., 2017)
Teor de P no TSP (%)	43%	±	2%		(Cruz et al., 2017)
Teor de K em KCl (%)	60%	±	1%		(Cruz et al., 2017)
Taxa de conversão de N	1,00	±	-		(Cruz et al., 2017)
de conversão de P em P_2O_5	2,29	±	-		-
de K em K_2O	1,20	±	-		-

Emissões (para a atmosfera)	**S2.s.2**			**Matriz de Pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo					
NH_3(kg)	**0,020**	**±**	**0,02**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq.(19s)
Fator de emissão de digestato ($kg\ kg^{-1}$)	0,26	±	-		(Cherubini et al., 2015)
Fator de emissão de fertilizantes nitrogenados ($kg\ kg^{-1}$)	0,10	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, Vol. 4. Capítulo 11

Nitrogênio amoniacal total (TAN_f) (g L^{-1})	1,4	±	1,1		-
Nitrogênio amoniacal total (TAN_i) (g L^{-1})	2,01	±	1,3		Data principal
N_2O (kg)	**0,018**	**±**	**0,02**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq.(18S)
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	0,078	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
Fator de emissão de fertilizantes nitrogenados (kg kg^{-1})	0,022	±	-		(MCTI, 2020)
TAN em sulfato de amônio (g L-1)	-	-	-		-
TN_f (g L^{-1})	3,1	±	3,30		-
$TAN_{removido}$ (g L^{-1})	0,6	±	0,4		-
TN_i (g L^{-1})	3,65	±	2,85		Data principal
N_2O_{ic}(kg)	**5,43 E-04**	**±**	**5,97E-04**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq.(21S)
NO (kg)	**0,01**	**±**	**0,01**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. (20S)
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	0,1	±	-		(Cherubini et al., 2015)
Fator de emissão de fertilizantes nitrogenados (kg kg^{-1})	0,011	±	-		IPCC (2019)
TAN em sulfato de amônio (g L-1)	-	-	-		-
TAN_f (g L^{-1})	1,45	±	1,05		Data principal
Secagem emissão					
NH_3na secagem (g L^{-1})	**0,68**	**±**	**0,15**	**(3,3,5,3,3,na)**	Eq. (16S)
TAN removido (%)	28%	±	8%		-
TAN no digestato (g L^{-1})	2,42	±	0,42		Data principal
pH	7,50	±	0,16		Data principal
Temperatura (°C)	70,00	±	10,00		(MELLMANN et al., 2024)
Eletricidade gerada - produção	70,00	±	-		(Vaz et al., 2025)
Calor residual	180,51	±	-		(Vaz et al., 2025)
Ponderação fator - Eletricidade	0,28	±	-		(Vaz et al., 2025)
Ponderação Fator - Calor residual	0,72	±	-		(Vaz et al., 2025)

Saídas (emissões para a água e o solo)	**S2.s**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo					
NO_3^-lixiviado (kg)	**0,27**	**±**	**0,24**	**(2,3,3,3,3,na)**	(Eq. 24S)
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	0,37	±	-		Cherubini *et al*. (2015); Wang *et al*., 2021); Campbell *et al*. (2025)
Fator de emissão de ureia (kg kg^{-1})	0,71	±	-		;
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg^{-1})	-	-	-		
TN (g L^{-1})	3,65	±	3,07		Data principal
TN em sulfato de amônio (g L^{-1})	0,18	±	0,06		-

Lixiviado de P (kg)	**0,005**	**±**	**0,01**	**(2,3,1,1,3,na)**	(Eq. 26S)
Perda de P no digestato (%)	3,50 %	±	0,73%		Vanden Nest *et al.,* (2015); Estilos *et al*. (2018); Mancho *et al*., 2023)
Perda de P TSP (%)	8,46 %	±	6,08%		
P contido no digestato (g L^{-1})	3,34	±	3,00		Data principal
P adicionado por TSP (g L-1)	0,42	±	0,25		-
NO_2^- lixiviado (kg)	**7,35 E-04**	**±**	**6,61E-04**	**(2,3,3,3,3,na)**	(Eq. 25S)
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	1,00 E-03	±	0,00E +00		(Nevison, 2000)
Fator de emissão de ureia (kg kg^{-1})	0,0	±	-		(Wang *et al*., 2021)
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg^{-1})	-	-	-		(Wang *et al*., 2021)
TN_f (g L^{-1})	3,65	±	3,07		Data principal
TN em ureia (g L^{-1})	0,18	±	0,06		-
Cu na fertilização (g)	**7,2**	**±**	**1,4**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Zn na fertilização (g)	**51,9**	**±**	**8,1**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Al na fertilização (g)	**99**	**±**	**9**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cádmio na fertilização (g)	**1,5**	**±**	**12,9**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cr na fertilização (g)	**289**	**±**	**39**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Chumbo na fertilização (g)	**5,7**	**±**	**0,6**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários

Nota: “Dados de monitoramento” referem-se aos valores obtidos do SISTRATES®, enquanto “Dados primários” correspondem às medições relatadas nas Tabelas S1, S2 e S3. “S2.l” refere-se aoSISTRATES® Cenário do módulo P e N aplicado à fração líquida do digestato. “S3.l” denota o cenário de precipitação de fosfato de cálcio integrado com a unidade AAS, aplicado à fração líquida. “S4.l” representa o cenário de precipitação de estruvita integrado com AAS, também aplicado à fração líquida. “S3.s” refere-se ao cenário de precipitação de fosfato de cálcio aplicado à fração sólida do digestato, enquanto “S4.s” corresponde ao cenário de precipitação de estruvita aplicado à fração sólida.

Fonte: Os Autores (2026).

6.6.9 Precipitação química, módulo N e remoção de amônia por *air stripping* (AAS)

Tabela 12S. Inventário do ciclo de vida detalhado para cenários de precipitação química, módulo N e AAS.

Entradas	S2.l			S3.l			S4.l			S3.s			S4.s			Matriz de pedigree	Fonte
RSF	**0,65**	**±**	**0,09**	**0,65**	**±**	**0,09**	**0,65**	**±**	**0,09**	**0,35**	**±**	**0,05**	**0,35**	**±**	**0,05**	-	Eq. 1S
Consumo de energia elétrica para o módulo N (kWh)	**1,33**	**±**	**0,40**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**(1,4,1,1,1,na)**	Cândido *et al*. (2022)
Consumo de energia para remoção de amônia (kWh $kg_{NH_3\text{-}N}^{-1}$)	2,04	±	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		Cândido *et al*. (2022)
TAN no digestato (g L^{-1})	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Eletricidade para agitação rápida (Módulo P) (kWh)	**5,74**	**±**	**1,46**	**5,74**	**±**	**1,46**	**5,74**	**±**	**1,46**	**6,18**	**±**	**1,58**	**6,18**	**±**	**1,58**	**(1,4,1,1,1,na)**	Eq. 3S
Potência instalada (kW)	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32		Dados de monitoramento
Vazão (m^3 h^{-1})	5,76	±	0,84	5,76	±	0,84	5,76	±	0,84	5,76	±	0,84	5,76	±	0,84		Cândido *et al*. (2022)
de operação (h)	24,00	±	-	24,00	±	-	24,00	±	-	24,00	±	-	24,00	±	-		Dados de monitoramento

Eletricidade para a impressora (kWh)	**0,008**	**±**	**0,00**	**0,008**	**±**	**0,01**	**0,013**	**±**	**0,00**	**0,034**	**±**	**0,01**	**0,051**	**±**	**0,01**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq. 3S
Capacidade de prensagem (m^3 h^{-1})	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61		Dados de monitoramento
Potência instalada (kW)	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54		Dados de monitoramento
de operação (h)	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04		Dados de monitoramento
Consumo de energia elétrica para o sistema de secagem (kWh)	**0,48**	**±**	**0,26**	**0,48**	**±**	**0,67**	**0,73**	**±**	**0,89**	**1,97**	**±**	**2,38**	**3,01**	**±**	**3,63**	**(1,4,1,3,2,na)**	Eq. 3S
Secador capacidade (m^3 h^{-1})	0,25	±	0,13	0,25	±	0,30	0,25	±	0,30	0,25	±	0,30	0,25	±	0,30		Dados de monitoramento
Potência instalada (kW)	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99		Dados de monitoramento
de operação (h)	4,0	±	2,01	4,0	±	4,76	4,0	±	4,76	4,0	±	4,76	4,0	±	4,76		Dados de monitoramento
Consumo de energia elétrica para aeração com amônia (kWh)	-	-	-	**0,72**	**±**	**0,32**	**0,72**	**±**	**0,32**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Kar *et al.* (2023b)
Total de eletricidade consumida (kWh kg^{-1} $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	0,90	±	0,31	0,90	±	0,31	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0,02%	80%	-	0,02%	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
Calor residual para secagem (MJ)	**40,59**	**±**	**0,02**	**40,59**	**±**	**39,57**	**61,87**	**±**	**60,50**	**166,22**	**±**	**162,04**	**253,33**	**±**	**247,72**	**(2,3,1,3,2,na)**	-
Teor de matéria seca operacional (MS%)	0,7	±	-	0,7	±	-	0,7	±	-	0,7	±	-	0,7	±	-		Brasil (2020)
Digestato de matéria seca (MS%)	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%		Dados primários
MM - Precipitado (g mol^{-1})	310,18	±	-	310,18	±	-	245,41	±	-	310,18	±	-	245,41	±	-		Tabela periódica
MM - (PO_4^{3-}) (g mol^{-1})	94,97	±	-	94,97	±	-	94,97	±	-	94,97	±	-	94,97	±	-		Tabela periódica
P_i (g L^{-1})	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	1,17	±	0,60	1,17	±	0,60		Dados primários
Eficiência de remoção de P - Fosfato de cálcio (%)	95%	±	4%	95%	±	4%	-	-	-	95%	±	4%	-	-	-		Cândido *et al.* (2022)
remoção de P Eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	-	-	-	91,5%	±	8,0%	-	-	-	91,5%	±	8,0%		Rahman *et al.*, (2011); Romero-Güiza *et al.*, 2015); Kumar e Pal, (2015); Nagarajan *et al.*, (2019)
Precipitado massa (g L^{-1})	0,44	±	0,23	0,44	±	0,23	0,68	±	0,35	1,82	±	0,93	2,78	±	1,43		Eq. 6S
Água para evaporar (kg)	8,82	±	5,92	8,82	±	5,92	13,45	±	9,08	36,14	±	24,25	55,07	±	37,20		Eq. 7S
Consumo típico de energia (MJ kg^{-1} $_{H2O}$)	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25		Mujumdar *et al.*, (2014)
Calor residual para remoção de ar com amônia (MJ)	**-**	-	**-**	**0,9**	**±**	**0,42**	**0,9**	**±**	**0,42**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Kar *et al.* (2023b)
Calor residual para secagem (MJ) - alocado	-	-	-	0,70	±	0,51				-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Vaz *et al*. (2025)
Alocação de energia para os impactos ambientais da secagem	-	-	-	0,74	±	0,23				-	-	-	-	-	-		Vaz *et al*. (2025)
Calor necessário (kWh kg^{-1} $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	1,2	±	0,40	1,2	±	0,40	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0%	80%	-	0%	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
***$Ca(OH)_2$*para fosfato de cálcio (kg)**	**0,39**	**±**	**0,09**	**0,62**	**±**	**0,12**	**-**	**-**	**-**	**1,32**	**±**	**0,22**	**-**	**-**	**-**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq. 9S
Ca (OH) $_2$ adicionado (%, mv $^{-1}$)	10%	±	-	10%	±	-	-	-	-	10%	±	-	-	-	-		Cândido *et al.* (2022)
P_i (g L^{-1})	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	-	-	-	1,17	±	0,60	-	-	-		Dados primários
P_i (mol L^{-1})	0,0093	±	0,005	0,0093	±	0,005	-	-	-	0,0379	±	0,019	-	-	-		Dados primários
Ca_i (g L^{-1})	0,23	±	0,07	0,23	±	0,07	-	-	-	0,23	±	0,07	-	-	-		Dados primários
Ca_i (mol L^{-1})	0,006	±	0,002	0,006	±	0,002	-	-	-	0,006	±	0,002	-	-	-		Dados primários
Relação molar - Ca:P	1,5	±	-	2,0	±	-	-	-	-	1,5	±	-	-	-	-		Cândido *et al.* (2022)
MM - Ca(OH) $_2$ (g mol^{-1})	74.076	±	-	74.076	±	-	-	-	-	74.076	±	-	-	-	-		Tabela periódica
Teor de cálcio	54%	±	-	54%	±	-	-	-	-	54%	±	-	-	-	-		-
***$Ca(OH)_2$*para remoção de ar com amônia (kg)**	**-**	-	**-**	**0,9**	**±**	**0,40**	**0,9**	**±**	**0,40**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Kar *et al.* (2023b)
Cal - $Ca(OH)_2$, 10% mv $^{-1}$ (kg kg^{-1} $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	1,14	±	0,39	1,14	±	0,39	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0%	80%	-	0%	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b))

Água da torneira para remoção de amônia do ar (kg)	-	-	-	**0,2**	±	**0,10**	**0,2**	±	**0,10**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Kar *et al.* (2023b)
Água da torneira (kg $kg^{-1}_{TAN\ removido}$)	-	-	-	0,28	±	0,10	0,28	±	0,10	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0%	80%	-	0%	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
Ácido sulfúrico (H_2SO_4) para disponibilidade de P (kg)	-	-	-	**3,51**	±	**0,50**	-	-	-	**1,89**	±	**0,27**	**1,89**	±	**0,27**	**(2,3,1,1,4,na)**	Eq. 8S
MM - H_2SO_4 (g mol^{-1})	-	-	-	98,08	±	-	-	-	-	98,08	±	-	98,08	±	-		Tabela periódica
MM - $CaCO_3$ (g mol^{-1})	-	-	-	100,09	±	-	-	-	-	100,09	±	-	100,09	±	-		Tabela periódica
Alcalinidade (g CaCO3 L -1)	-	-	-	5,51	0,00	0,02	-	-	-	5,51	±	0,02	5,51	±	0,02		Dados primários
H_2SO_4 para remoção de amônia do ar (kg)	-	-	-	**3,2**	±	**1,4**	**2,1**	±	**0,9**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Kar *et al.* (2023b)
H_2SO_4 ($kWh\ kg^{-1}_{TAN\ removido}$)	-	-	-	2,60	±	0,89	2,60	±	0,89	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	0,80	±	0,00	0,80	-	0,00	-	-	-	-	-	-		Kar *et al.* (2023b)
MgO para precipitação de estruvita (kg)	-	-	-	-	-	-	**0,08**	±	**0,08**	-	-	-	**0,17**	±	**0,17**	**(2,3,1,3,4,na)**	Razão molar estequiométrica
MM - MgO	-	-	-	-	-	-	40,30	±	-	-	-	-	40,30	±	-		Tabela periódica
MM - $MgCl_2$	-	-	-	-	-	-	95,21	±	-	-	-	-	95,21	±	-		Tabela periódica
Mg^{2+} conteúdo (mol L^{-1})	-	-	-	-	-	-	0,005	±	0,004	-	-	-	0,005	±	0,004		Dados primários
Conteúdo de NH_4^+ (mol L^{-1})	-	-	-	-	-	-	0,086	±	0,02	-	-	-	0,116	±	0,03		Dados primários
PO_4^{3-} conteúdo (mol L^{-1})	-	-	-	-	-	-	0,003	±	0,00	-	-	-	0,012	±	0,01		Dados primários
Proporção molar de estruvita considerada (1:1:1)																	Warmadewanthi *et al*. (2020)

Saídas (úteis) produtos)	**S2.l**			**S3.l**			**S4.l**			**S3.s**			**S4.s**				**Fonte**
Ureia evitado (kg)	-	-	-	**1,78**	±	**0,44**	**0,26**	±	**0,07**	**1,31**	±	**0,36**	**0,79**	±	**0,41**	**(3,2,5,4,4,na)**	Eq. 10S
AS evitado	-	-	-	**3,79**	±	**0,93**	**3,34**	±	**0,92**	-	-	-	-	-	-		Eq. 11S
TSP evitado (kg)	**0,94**	±	**0,48**	**0,94**	±	**0,50**	**0,91**	±	**0,49**	**2,08**	±	**1,10**	**2,00**	±	**1,07**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq. 12S
Área (ha)	**0,00**	±	**0,01**	**0,0041**	±	**0,0135**	**0,0039**		**0,0130**	**0,0089**	±	**0,0298**	**0,0086**	±	**0,0287**	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Recomendação de fertilização com fósforo (kg $_{P2O5}$ ha^{-1})	**100,00**	±	**27,07**	**100,00**	±	**27,07**	**100,00**	±	**27,07**	**100,00**	±	**27,07**	**100,00**	±	**27,07**		Ima (2021); Kunz *et al*. (2022)
Área AS(ha)	-	-	-	**0,010**	±	**0,004**	**0,009**	±	**0,004**	-	-	-	-	-	-	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Área de estruvita (ha)	-	-	-	-	-	-	**0,001**	±	**0,001**	-	-	-	**0,004**	±	**0,003**		-
Recomendação de fertilização nitrogenada (kg_N ha^{-1})	-	-	-	**80,00**	±	**26,46**	**80,00**	±	**26,46**	**80,00**	±	**26,46**	**80,00**	±	**26,46**		Ima (2021); Kunz *et al*. (2022)
Teor de N na ureia (%)	0,45	±	-	45%	±	-	45%	±	-	45%	±	-	45%	±	-		Cruz *et al*. (2017)
Teor de P no TSP (%)	0,43	±	0,02	43%	±	1,5%	43%	±	1,5%	43%	±	1,5%	43%	±	1,5%		Cruz *et al*. (2017)
Teor de K em KCl (%)	0,60	±	0,01	60%	±	1,4%	60%	±	1,4%	60%	±	1,4%	60%	±	1,4%		Cruz *et al*. (2017)
Taxa de conversão de N	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-		Cruz *et al*. (2017)
$_{de\ conversão}$ de P em $_{P_2O_5}$	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-		Estequiometria Conversão
de K em $_{K_2O}$	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-		Estequiometria Conversão
Fosfato de cálcio ($Ca_3(PO_4)_2$)(kg)	**1,20**	±	**0,61**	**1,20**	±	**0,63**	-	-	-	**2,64**	±	**1,39**	-	-	-	**(1,3,1,1,1,na)**	Estequiometria Conversão
MM (g mol^{-1})	418,27	±	-	418,27	±	-	-	-	-	418,27	±	-	-	-	-		Tabela periódica
P_i (g L^{-1})	0,29	±	0,1	0,29	±	0,15	-	-	-	1,17	±	0,60	-	-	-		Dados primários
remoção de P eficiência (%)	0,29	±	0,4	95%	±	4%	-	-	-	95%	±	4%	-	-	-		Cândido *et al*. (2022)
remoção de cálcio eficiência (%)	0,35	±	0,4	45%	±	19%	-	-	-	45%	±	19%	-	-	-		Cândido *et al*. (2022)
Teor de P em ($Ca_3(PO_4)_2$)	0,95	±	0,0	14,81%	±	-	-	-	-	14,81%	±	-	-	-	-		Estequiometria Conversão
Estruvita ($NH_4MgPO_4.6H_2O$) (kg)	-	-	-	-	-	-	**1,35**	±	**0,72**	**-**	**-**	**-**	**2,98**	±	**1,59**	**(1,3,1,1,1,na)**	Estequiometria Conversão
MM (g mol^{-1})	-	-	-	-	-	-	245,41	±	-	-	-	-	245,41	±	-		Dados primários

TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	-	-	-	1,54	±	0,36	-	-	-	2,10	±	0,49		Dados primários
P_i (g L^{-1})	-	-	-	-	-	-	0,29	±	0,15	-	-	-	1,17	±	0,60		Dados primários
Teor de N no $MgNH_4PO_4.6H_2O$	-	-	-	-	-	-	6%	±	-	-	-	-	6%	±	-		Estequiometria Conversão
Teor de P no $MgNH_4PO_4.6H_2O$	-	-	-	-	-	-	13%	±	-	-	-	-	13%	±	-		Estequiometria Conversão
Eficiência de remoção de P (módulo N) (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		Cândido *et al*. (2022)
remoção de P eficiência (%)	-	-	-	-	-	-	91,50%	±	8%	-	-	-	91,50%	±	8%		Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et al*. (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al*., (2019)
remoção de TAN eficiência (%)	-	-	-	-	-	-	11,87%	±	7,90%	-	-	-	48,61%	±	7,90%		Razão molar (1:1:1)
Sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$) (kg)	-	-	-	3,78	±	0,93	3,33	±	0,92	-	-	-	-	-	-		Estequiometria Conversão
Fator de conversão estequiométrica (kg AS kg^{-1} $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	4,71	±	-	4,71	±	-	-	-	-	-	-	-		Estequiometria da equação ()
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,31	1,36	±	0,32	-	-	-	-	-	-		Data principal
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80,00%	±	0,02%	80,00%	-	0,02%	-	-	-	-	-	-		Kar *et al*. (2023a)
Acidificado lodo (m^3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,14**	±	**0,59**	**0,14**	±	**0,58**		Balanço de massa
Reutilização de água	0,46	±	0,01	**0,55**	±	**0,35**	**0,55**	±	**0,35**	**0,11**	±	**0,07**	**0,11**	±	**0,07**	**(1,3,1,1,1,na)**	Balanço de massa
$_{Lodo}R_{disposição}$	0,09	±	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		Cândido *et al*. (2022)
R_{SF} - Precipitação química (mL L^{-1})	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06		Cândido *et al*. (2022)
TS_i (g L^{-1})	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84		Cândido *et al*. (2022)
TS_{LF} (g L^{-1})	3,85	±	1,41	3,85	±	1,41	3,85	±	1,41	3,85	±	1,41	3,85	±	1,41		Cândido *et al*. (2022)
TS_{SF} (g L^{-1})	48,00	±	21	48,00	±	21	48,00	±	21	48,00	±	21	48,00	±	21		Cândido *et al*. (2022)

Emissões (para a atmosfera)	**S2.I**			**S3.I**			**S4.I**			**S3.s**			**S4.s**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo																	
NH3 (kg)	-	-	-	**0,10**	±	**0,03**	**0,09**	±	**0,08**	**0,07**	±	**0,02**	**0,07**	±	**0,06**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. 19S
NH3 - SA (kg)	-	-	-	-	-	-	**0,09**	±	**0,050**	-	-	-	**0,06**	±	**0,037**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. 19S
NH3 - Estruvita (kg)	-	-	-	-	-	-	**0,007**	±	**0,01**	-	-	-	**0,01**	±	**0,00**		Eq. 19S
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	-	-	-	0,26	±	-	**0,26**	±	-	**0,26**	±	-	**0,26**	±	-		Cherubini *et al*., (2015)
$(Ca_3(PO_4)_2)$ fator de emissão (kg kg^{-1})	-	-	-	0,00	±	-	0,00	±	-	0,00	±	-	0,00	±	-		-
Fator de emissão de fertilizantes nitrogenados (kg kg^{-1})	-	-	-	0,1	±	-	0,10	±	-	0,10	±	-	0,10	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, Vol. 4. Capítulo 11
Fator de emissão de estruvita (kg kg^{-1})	-	-	-	0,05	±	0,03	0,05	±	0,03	0,05	±	0,03	0,05	±	0,03		Wester-Larsen *et al*. (2022; Brye *et al*. (2022)
Nitrogênio amoniacal total final (TAN_f) (g L^{-1})	-	-	-	0,309	±	0,073	0,309	±	0,073	0,420	±	0,099	0,420	±	0,099		Dados primários
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	2,10	±	0,49	2,10	±	0,49		Dados primários
Remoção eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	6,1%		Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et al*. (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al*., (2019)
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80,0%	±	0,0%	80,0%	±	0,0%	80,0%	±	0,0%	80,0%	±	0,0%		Kar *et al*. (2023)
N2O (kg)	-	-	-	**0,03**	±	**0,01**	**0,025**	±	**0,02**	**0,02**	±	**0,01**	**0,018**	±	**0,05**		Eq. 18S
N2O - AS (kg)	-	-	-	-	-	-	**0,026**	±	**0,01**	-	-	-	**0,019**	±	**0,00**		Eq. 18S
N2O - Estruvita (kg)	-	-	-	-	-	-	**0,0006**	±	**0,00**	-	-	-	**0,0004**	±	**0,00**		Eq. 18S
$(Ca_3(PO_4)_2)$ fator de emissão (kg kg^{-1})	-	-	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-		-
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	-	-	-	0,01	±	-	0,01	±	-	0,01	±	-	0,01	±	-		Cherubini *et al*. (2015)

Fator de emissão de fertilizantes nitrogenados (kg kg^{-1})	-	-	-	0,022	±	-	0,022	±	-	0,022	±	-	0,022	±	-	MCTI (2020)
Fator de emissão de estruvita (kg kg^{-1})	-	-	-	0,002	±	0,001	0,002	±	0,001	0,002	±	0,001	0,002	±	0,001	IPCC (2019) Cap. 11 – Emissões de N_2O e NO_x de solos manejados; Brye *et al*., (2022);
TN $_i$ (g L^{-1})	-	-	-	#VALENTIA!	±	0,33	Dados de monitoramento	±	0,00	Dados de monitoramento	±	0,00	Dados de monitoramento	±	0,00	Dados primários
N2Oico (kg)	**-**	**-**	**-**	**0,002**	**±**	**7,13E-04**	**1,80E-03**	**±**	**1,88E-03**	**1,34E-03**	**±**	**5,22E-04**	**1,32E-03**	**±**	**1,38E-03**	Eq. 21S
N2O ic - AS (kg)	**-**	**-**	**-**	-	-	-	**1,61E-03**	**±**	**1,68E-03**	-	-	-	**1,18E-03**	**±**	**1,23E-03**	Eq. 21S
N2O ic - Estruvita (kg)	**-**	**-**	**-**	-	-	-	**1,86E-04**	**±**	**1,94E-04**	-	-	-	**1,36E-04**	**±**	**1,42E-04**	Eq. 21S
NÃO (kg)	**-**	**-**	**-**	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,01**	**±**	**0,00**	**0,02**	**±**	**0,01**	Eq. 20S
NÃO - AS (kg)	**-**	**-**	**-**	-	-	-	**0,02**	**±**	**0,01**	-	-	-	**0,01**	**±**	**0,01**	Eq. 20S
NÃO - Estruvita (kg)	**-**	**-**	**-**	-	-	-	**4,59E-03**	**±**	**2,68E-03**	-	-	-	**3,37E-03**	**±**	**1,97E-03**	Eq. 20S
($Ca_3(PO_4)_2$) fator de emissão (kg kg^{-1})	-	-	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-	-
Fator de emissão de digestato (kg kg^{-1})	-	-	-	0,10	±	-	0,10	±	-	0,10	±	-	0,10	±	-	Cherubini *et al*., (2015)
Fator de emissão de fertilizantes nitrogenados (kg kg^{-1})	-	-	-	0,011	±	-	0,011	±	-	0,011	±	-	0,011	±	-	IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, Vol. 4. Capítulo 11
Fator de emissão de estruvita (kg kg^{-1})	-	-	-	0,018	±	0,009	0,018	±	0,009	0,018	±	0,009	0,018	±	0,009	IPCC (2019) Cap. 11 – Emissões de N_2O e NO_x de solos manejados; Brye *et al*. (2022)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	2,10	±	0,49	2,10	±	0,49	Dados primários
Remoção eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	6,1%	Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et a*l. (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al*., (2019)
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80,0%	±	0,0%	80,0%	±	0,0%	80,0%	±	0,0%	80,0%	±	0,0%	Kar *et al*. (2023a)
Sistema de secagem																
Ponderação fator - Eletricidade				0,26	±	-	0,26	±	-	0,26	±	-	0,26	±	-	Vaz *et al*. (2025)
Ponderação Fator - Calor residual				0,74	±	-	0,74	±	-	0,74	±	-	0,74	±	-	Vaz *et al*. (2025)
Energia consumida (MJ)				40,6	±	39,6	61,9	±	60,5	166,2	±	162,0	253,3	±	247,7	-
Sistema de precipitação																
NH_3no módulo P (kg)	**0,01**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,93**	**±**	**0,54**	**0,008**	**±**	**0,00**	Eq. 16S
Área da superfície (AS) dos tanques de precipitação de P (m^2)	19,2	±	-	19,2	±	-	19,2	±	-	19,2	±	-	19,2	±	-	Dados primários
Amônia livre (FA) em tanques de precipitação de P (g L^{-1})	0,01	±	2,22E-03	0,14	±	0,03	0,03	±	0,01	0,93	±	0,53	0,01	±	0,00	Anthonisen *et al*. (1976)
Diâmetro do tanque	3,5	±	-	3,5	±	-	3,5	±	-	3,5	±	-	3,5	±	-	Dados de monitoramento
TAN no digestato (g L^{-1})	1,54	±	0,36	0,31	±	0,07	1,36	±	0,32	2,10	±	1,19	1,85	±	1,05	Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	0,02	±	0,00	80,00%	±	0,02%	80,00%	±	0,02%	80,00%	±	0,02%	80,00%	±	0,02%	Kar *et al*. (2023a)
pH	9	±	-	9	±	-	7,5	±	-	9	±	-	7,5	±	-	Cândido *et al*. (2022)
Temperatura (T)	298	±	10	298	±	10	298	±	10	298	±	10	298	±	10	Cândido *et al*. (2022)
Eficiência de remoção de Nitrogênio amoniacal total (%)	98,6%	±	2,1%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Cândido *et al*. (2022)
AAS																
CO_2em Stripping (kg)	**-**	**-**	**-**	**0,5**	**±**	**0,32**	**0,5**	**±**	**0,32**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)** Kar *et al*. (2023a)
CO_2 como CO_3/HCO_3 (kg kg^{-1} $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	0,68	±	0,23	0,68	±	0,23	-	-	-	-	-	-	Kar *et al*. (2023a)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-	Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0%	80%	±	0%	-	-	-	-	-	-	Kar *et al*. (2023a)
CO_2 como $CaCO_3$ (kg kg^{-1} $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-0,01	±	0,002	-0,01	±	0,002	-	-	-	-	-	-	Kar *et al*. (2023a)
TAN no digestato (g L^{-1})	-	-	-	1,54	±	0,36	1,54	±	0,36	-	-	-	-	-	-	Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0,02%	80%	±	0,02%	-	-	-	-	-	-	Kar *et al*. (2023a)

Saídas (emissões para a água e o solo)	S2.l			S3.l			S4.l			S3.s			S4.s				Fonte
Aplicação no solo																	
NO_3^- lixiviado (kg)	-	-	-	**1,08**	**±**	**0,30**	**0,99**	**±**	**0,67**	**0,79**	**±**	**0,22**	**0,72**	**±**	**0,49**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. 24S
NO_3^- COMO	-	-	-	-	-	-	**0,95**	**±**	**0,56**	-	-	-	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. 24S
NO_3^- Estruvita	-	-	-	-	-	-	**0,03**	**±**	**0,02**	-	-	-	**0,03**	**±**	**0,02**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. 24S
Fração lixiviada de fosfato de cálcio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	0,30	-	-	0,30	-	-	0,30	-	-	0,30	-	-		Campbell *et al.*, (2025)
Fração lixiviada de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	0,065	±	0,022	0,065	±	0,022	0,065	±	0,022	0,065	±	0,022		Leon *et al.* (2024)
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	-	-	-	1,90	±	1,0	1,90	±	1,0	-	-	-	-	-	-		Dados primários
Nitrogênio total Remoção Eficiência (%)	-	-	-	11,9%	±	6,1%	11,9%	±	7,9%	-	-	-	48,6%	±	7,9%		Proporção molar (1:1:1)
Lixiviado de P (kg)	**0,005**	**±**	**0,003**	**0,005**	**±**	**0,01**	**3,98E-04**	**±**	**5,62E-04**	**0,011**	**±**	**0,02**	**8,77E-04**	**±**	**1,24E-03**	**(2,3,1,1,3,na)**	Eq. 26S
Fração lixiviada de fosfato de cálcio (kg kg $^{-1}$)	0,0282	±	-	2,8%	±	0,061	0,028	±	0,061	0,028	±	0,061	0,028	±	0,061		Gikonyo *et al.*, (2010); Mancho *et al*. (2023)
Fração lixiviada de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,0024	±	0,003	-	-	-	0,0024	±	0,003		Mancho *et al.* (2023)
P $_l$ (g L $^{-1}$)	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	1,17	±	0,60	1,17	±	0,60		Dados primários
remoção de P eficiência (%)	95%	±	4%	95%	±	4%	-	-	-	95%	±	4%	-	-	-		Cândido *et al.* (2022)
Remoção eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	-	-	-	88,9%	±	7,9%	-	-	-	88,9%	±	7,9%		Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et al.* (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al.*, (2019)
Qntd de P (g L $^{-1}$)	0,27	±	0,14	0,27	±	0,14	0,25	±	0,13	1,12	±	0,57	1,04	±	0,54		-
NO_2^- lixiviado (kg)	-	-	-	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**		Eq. 25S
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	1,00E-03	±	0	1,00E-03	±	0	1,00E-03	±	0	1,00E-03	±	0		Nevison (2000)
Fração lixiviada de fosfato de cálcio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-		Eq. 26S
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	0,0	±	-	0,0	±	-	0,0	±	-	0,0	±	-		Wang *et al.*, (2021)
Fração lixiviada de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-	0	±	-		-
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	-	-	-	0,24	±	0,0	#VALENTIA!	±	#VALENTIA!	#VALENTIA!	±	#VALENTIA!	#VALENTIA!	±	#VALENTIA!		Dados primários
Nitrogênio total Remoção Eficiência (%)	-	-	-	88,9%	±	7,9%	88,9%	±	7,9%	88,9%	±	7,9%	88,9%	±	7,9%		Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et al.* (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al.*, (2019)
Cu na fertilização (g)	**1,8**	**±**	**0,3**	**1,8**	**±**	**0,3**	**1,8**	**±**	**0,3**	**7,2**	**±**	**1,2**	**7,2**	**±**	**1,2**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Zn na fertilização (g)	**11,7**	**±**	**1,5**	**11,7**	**±**	**1,5**	**11,7**	**±**	**1,5**	**51,9**	**±**	**6,6**	**51,9**	**±**	**6,6**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Al na fertilização (g)	**14,5**	**±**	**1,2**	**14,5**	**±**	**1,2**	**14,5**	**±**	**1,2**	**98,5**	**±**	**8,1**	**98,5**	**±**	**8,1**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cádmio na fertilização (g)	**7,4**	**±**	**10,7**	**7,4**	**±**	**10,7**	**7,4**	**±**	**10,7**	**1,5**	**±**	**2,1**	**1,5**	**±**	**2,1**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cr na fertilização (g)	**57,2**	**±**	**6,5**	**57,2**	**±**	**6,5**	**57,2**	**±**	**6,5**	**288,8**	**±**	**32,8**	**288,8**	**±**	**32,8**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Chumbo na fertilização (g)	**1,0**	**±**	**0,1**	**1,0**	**±**	**0,1**	**1,0**	**±**	**0,1**	**5,7**	**±**	**0,5**	**5,7**	**±**	**0,5**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Reutilize a água																	
NH_3 até o rio (kg)	**0,014**	**±**	**0,003**	**0,20**	**±**	**0,14**	**0,177**	**±**	**0,13**	**1,17**	**±**	**0,84**	**0,130**	**±**	**0,093**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Cândido et al., 2022)
TAN no digestato (g L $^{-1}$)	1.54338945	±	0,363721	1,54	±	0,36	1,54	±	0,39	2,10	±	0,49	2,10	±	0,49		Dados primários
Amônia livre (FA) em tanques de precipitação de P (g L-1)	-	-	-	0,14	±	0,03	0,03	±	0,01	0,93	±	0,53	0,04	±	0,00		
Eficiência total de remoção de nitrogênio amoniacal (%)	98,6%	±	2,1%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80%	±	0,02%	80%	±	0,02%	80%	±	0,02%	80%	±	0,02%		
remoção de TAN Eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	11,9%	±	7,9%	11,9%	±	7,9%	11,9%	±	7,9%	11,9%	±	7,9%		Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et al.* (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al.*, (2019)
NO_2^- para o rio (g)	**4,49**	**±**	**7,18**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**(1,4,1,1,1,na)**	Cândido *et al.*, (2022)
TAN no digestato (mg L $^{-1}$)	1543,39	±	363,72	1543,39	±	363,72	1543,39	±	363,72	2100,43	±	494,99	2100,43	±	494,99		Dados primários
TAN (mg L $^{-1}$)	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95		Cândido *et al.*, (2022)

N-NO^{2-} (mg L^{-1})	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09		Cândido *et al*., (2022)
Relação N-NO^{2-}/TAN	0,00	±	0,01	4,47E-03	±	0,01	4,47E-03	±	0,01	4,47E-03	±	0,01	4,47E-03	±	0,01		Cândido *et al*., (2022)
NO_3^- para o rio (g)	**182,11**	**±**	**69,38**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,00**	**±**	**0,00**	**(1,4,1,1,1,na)**	Cândido *et al*., (2022)
TAN no digestato (mg L^{-1})	1543,39	±	363,72	1543,39	±	363,72	1543,39	±	363,72	2100,43	±	494,99	2100,43	±	494,99		Dados primários
TAN (mg L^{-1})	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95		Cândido *et al*., (2022)
N-NO^{3-} (mg L^{-1})	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09		Cândido *et al*., (2022)
Relação N-NO^{3-}/TAN	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05		Cândido *et al*., (2022)
DBO para o rio (kg)	**0,34**	**±**	**0,21**	**0,06**	**±**	**0,01**	**0,06**	**±**	**0,01**	**0,08**	**±**	**0,01**	**0,08**	**±**	**0,01**	**(1,4,1,1,1,na)**	Cândido *et al*., (2022)
Consumo de COT (%)	0,89	±	0,05	89%	±	5%	89%	±	5%	89%	±	5%	89%	±	5%		Cândido *et al*., (2022)
TOC (1) (g L^{-1})	1,36	±	0,84	0,89	±	0,05	0,89	±	0,05	2,07	±	0,06	2,07	±	0,06		
DQO para o rio (kg)	**0,58**	**±**	**0,36**	**0,11**	**±**	**0,02**	**0,11**	**±**	**0,02**	**0,14**	**±**	**0,02**	**0,14**	**±**	**0,02**	**(1,4,1,1,1,na)**	Hollas *et al*., (2023)
P para o rio (kg)	**0,01**	**±**	**0,00**	**0,037**	**±**	**0,02**	**0,016**	**±**	**0,01**	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,03**	**±**	**0,02**	**(1,4,1,1,1,na)**	Balanço de massa
P_i (g L-1)	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	0,29	±	0,15	1,17	±	0,60	1,17	±	0,60		
remoção de P eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	91,50%	±	8,00%	91,50%	±	8,00%	91,50%	±	8,00%	91,50%	±	8,00%		Rahman *et al.* (2011); Romero-Güiza *et al*. (2015); Kumar e Pal (2015); Nagarajan *et al*., (2019)
Eficiência de remoção de P - Fosfato de cálcio (%)	0,95	±	0,04	80%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%		Cândido *et al*., (2022)

Nota: “Dados de monitoramento” referem-se a valores obtidos do SISTRATES® sistema, enquanto “Dados primários” correspondem
medições relatadas nas Tabelas S1, S2 e S3. “BLS” denota o cenário de referência; “S1.s.1” representa a fertirrigação por asper
usando um trator-tanque movido a diesel; “S1.s.2” corresponde à fertirrigação por aspersão usando um trator-tanque movido a biog
e “S1.l” refere-se à fertirrigação por aspersão usando um irrigador de mangueira movido a diesel.

Fonte: Os Autores (2026).

6.6.10 Compostagem

Tabela 13S. Inventário do ciclo de vida detalhado para o cenário de compostagem.

Entradas	S5.s			Matriz de pedigree	Fonte
RSF	0,35	±	0,05		Dados primários
Consumo de energia elétrica para o sistema de compostagem (kWh)	**0,02**	**±**	**0,002**	**(2,3,1,3,3,na)**	-
Consumo específico de eletricidade (kWh m^{-3} $_{Digestato}$)	0,0439	±	-		Hollas *et al*., (2023)
Lascas de madeira como agente de volume (kg)	**35**	**±**	**5,00**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. 22S
Proporção de estrume: lascas de madeira (10L:1kg);	10	±	-		Oliveira *et al*. (2015)
Densidade dos cavacos de madeira (kg m^{-3})	200	±	-		Hollas *et al*., (2023)
DM no ganho de massa agente (%)	59%	±	1%		Masin *et al*. (2020)
TOC no agente estruturante (g L^{-1}, Base seca)	603,39	±	5,08		Masin *et al*. (2020)
TN no agente estruturante (g L^{-1}, Base seca)	4,58	±	0,34		Masin *et al*. (2020)
TP no agente estruturante (g L^{-1}, Base seca)	1,36	±	0,34		Masin *et al*. (2020)
TK em agente estruturante (g L^{-1}, Base seca)	0,10	±	0,03		Masin *et al*. (2020)
Diesel para sistema de composição (MJ)	**8,02**	**±**	**1,21**	**(2,2,1,3,3,na)**	Eq. 4S
Distância (km)	10,00	±	9		Zhang *et al*. (2021)
Poder calorífico do diesel (MJ L^{-1})	38,40	±	0,99		Speight, 2011; Rodrigue, (2024)
Consumo de diesel (kg km^{-1})	0,047	±	0,002		Ecoinvent (2021)
Densidade do diesel (kg L^{-1})	0,84	±	0,04		ANP (2020)
Capacidade (m^3)	7,50	±	2		Ecoinvent (2021)

Saídas (úteis) produtos)	S5.s			Matriz de pedigree	Fonte
Ureia evitado (kg)	1,67	±	0,82	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. 10S
TSP evitado (kg)	2,44	±	1,47	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. 12S
KCl evitado (kg)	0,40	±	0,22	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. 13S
Área (ha)	**0,011**	**±**	**0,0069**	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Recomendação de fertilização com fósforo (kg $_{P2O5}$ ha $^{-1}$)	**100,00**	±	**27,07**		Ima, (2021); Kunz *et al*. (2022)
Teor de N na ureia (%)	45%	±	-		Cruz *et al*. (2017)
Teor de P no TSP (%)	43%	±	1,5%		Cruz *et al*. (2017)
Teor de K em KCl (%)	60%	±	1,4%		Cruz *et al*. (2017)
Taxa de conversão de N	1,00	±	-		Cruz *et al*. (2017)
$_{\text{de conversão}}$ de P em P_2O_5	2,29	±	-		-
de K em K_2O	1,20	±	-		-
Composto orgânico (kg)	**154**	**±**	**37**		Balanço de massa
Massa total perda (%)	40%	±	5%		Leconte *et al*. (2009)
COT no composto (kg m $^{-3}$ $_{\text{Digestato}}$)	10,05	±	7,65		Balanço de massa
TN no composto (kg m $^{-3}$ $_{\text{Digestato}}$)	0,75	±	0,37		Balanço de massa
P no composto (kg m $^{-3}$ $_{\text{Digestato}}$)	0,46	±	0,28		Balanço de massa
Potássio no composto (kg m $^{-3}$ $_{\text{Digestato}}$)	0,20	±	0,11		Balanço de massa
Perda de TOC no agente estruturante	53,3%	±	2,1%		Leconte *et al*. (2009)
Perda de nitrogênio total no agente estruturante	12,4%	±	1,8%		Leconte *et al*. (2009)
TOC restante no agente estruturante (g kg $^{-1}$)	281,78	±	11,35		Balanço de massa
TN restante no agente estruturante (g kg $^{-1}$)	4,01	±	0,65		Balanço de massa
P restante no agente estruturante (g kg $^{-1}$)	1,36	±	0,34		Masin *et al*. (2020)
K restante no agente estruturante (g kg $^{-1}$)	0,10	±	0,03		Masin *et al*. (2020)
TOC restante no digestato (g L $^{-1}$)	0,53	±	0,39		Balanço de massa
N restante no digestato (g L $^{-1}$)	1,75	±	0,73		Balanço de massa
P remanescente no digestato (g L $^{-1}$)	1,17	±	0,60		Balanço de massa
Potássio remanescente no digestato (g L $^{-1}$)	0,56	±	0,22		Balanço de massa

Emissões (para a atmosfera)	S5.s			Matriz de Pedigree	Fonte
Aplicação no solo					
NH_3(kg)	**0,046**	**±**	**0,05**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. 19S)
Fator de emissão de composto (kg kg $^{-1}$)	0,05	±	-		IPCC (2019), Tabela 11.3, p. 11.17, Vol. 4. Capítulo 11
TAN em sulfato de amônio (g L $^{-1}$)	-	-	-		Balanço de massa
TN no composto (g L $^{-1}$)	0,75	±	0,37		Balanço de massa
N_2O (kg)	**0,008**	**±**	**0,004**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq.(18S)
Fator de emissão de composto (kg kg $^{-1}$)	0,006	±	-		IPCC (2019), Tabela 11.3, p. 11.17, Vol. 4. Capítulo 11
N_2O_{ic} (kg)	**7,42E-04**	**±**	**8,33E-04**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. 21S
NÃO (kg)	**1,61E-03**	**±**	**8,27E-04**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. 20S
Fator de emissão de composto (kg kg $^{-1}$)	0,001	±	-		IPCC (2019)
Emissões da compostagem					
CO_2 em compostagem (kg)	**11,24**	**±**	**8,41**	**(2,3,3,3,3,na)**	Ramírez-Islas *et al*. (2020)
TOC no digestato (g L $^{-1}$)	2,07	±	1,52		Data principal

TOC no agente estruturante (g L-1)	603,39	±	5,08		Leconte *et al*. (2009)
Matéria orgânica degradada - agente estruturante	53,3%	±	2,1%		Leconte *et al*. (2009)
Matéria orgânica degradado - Digestato	74,5%	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
Fator de emissão de CO_2 para matéria orgânica degradada (kg CO_2 -C kg kg $_{OM\ degradada}^{-1}$)	0,26	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
CH_4 em compostagem (kg)	**0,02**	**±**	**0,01**	**(2,3,3,3,3,na)**	Ramírez-Islas *et al*. (2020)
TOC no digestato (g L^{-1})	2,07	±	1,52		Data principal
Matéria orgânica degradada - agente estruturante	53,3%	±	2,1%		Leconte *et al*. (2009)
Matéria orgânica degradado	74,5%	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
$_{de}$ CH4 para matéria orgânica degradada (kg CH4 . Ckg) kg $_{de\ matéria\ orgânica\ degradada}^{-1}$)	0,01	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
NH_3em compostagem (kg)	**1,31**	**±**	**0,57**	**(2,3,3,3,3,na)**	Ramírez-Islas *et al*. (2020)
TN no digestato (g L^{-1})	1,10	±	0,27		Data principal
TN no agente estruturante (g L-1, base seca)	4,58	±	0,34		Masin *et al*. (2020)
Relação N-NH3 : NT	0,73	±	-		(WANG et al., 2017)
TN convertido - agente estruturante	12,4%	±	1,8%		Leconte *et al*. (2009)
TN convertido - Digestato	62,0%	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
$_{de}$ NH_3 para NT convertido (kg NH_3 - N kg kg $_{NT\ convertido)}^{-1}$)	0,88	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
Amônia livre na secagem (g L^{-1})	0,85	±	0,21		Antonisen *et al*. (1976); Kunz *et al*. (2022)
TAN removido (%)	41%	±	14%		-
TAN no digestato (g L^{-1})	2,10	±	0,49		Data principal
pH	7,50	±	0,16		Santos *et al*. (2016)
Temperatura (°C)	80,00	±	5,00		Oliveira *et* al. (2015)
N_2Oem compostagem (kg)	**0,01**	**±**	**0,003**	**(2,3,3,3,3,na)**	Ramírez-Islas *et al*. (2020)
TN no digestato (g L^{-1})	3,20	±	0,79		Data principal
TN convertido	62,0%	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)
de emissão de $_{N_2O}$ para TN convertido (kg N_2O - N kg kg TN $_{)\ convertido}^{-1}$)	0,02	±	-		Ramírez-Islas *et al*. (2020)

Saídas (emissões para a água e o solo)	**S5.s**			**Matriz de Pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo					
NO_3^-lixiviado (kg)	**0,50**	**±**	**0,25**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. 24S
Lixiviado de NO3 de AS (kg)		**±**		**(2,3,1,3,4,na)**	
Fator de emissão de composto (kg kg^{-1})	0,15	±	-		Prankietienė *et al*. (2023)
Fator de emissão de ureia (kg kg^{-1})	0,71	±	-		Wang *et al*. (2021)
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg^{-1})	-	-	-		Campbell *et al*. (2025)
Lixiviado de P (kg)	**0,012**	**±**	**0,007**	**(2,3,1,1,3,na)**	Eq. 26S
Perda de P no composto (%)	2,68%	±	0,07%		Mancho *et al*. (2023); Styles *et al*. (2018); Vanden Nest *et al*. (2015)
Perda de P TSP (%)	8,46%	±	6,08%		
P adicionado por TSP (g L-1)	10,00	±	-		-
NO_2^-lixiviado (kg)	**2,47E-03**	**±**	**1,22E-03**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. 25S
Lixiviado de N2O de AS (kg)	-	-	-		
Fator de emissão de composto (kg kg^{-1})	1,00E-03	±	-		(Prankietienė et al., 2023)
Fator de emissão de ureia (kg kg^{-1})	0,0	±	-		(Wang et al., 2021)
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg^{-1})	-	-	-		(Wang et al., 2021)
Cu na fertilização (g)	**7,20**	**±**	**1,16**	**(2,4,5,5,4,na)**	Data principal
Zn na fertilização (g)	**51,92**	**±**	**6,63**	**(2,4,5,5,4,na)**	Data principal
Al na fertilização (g)	**98,52**	**±**	**8,09**	**(2,4,5,5,4,na)**	Data principal

Cádmio na fertilização (g)	1,48	±	2,15	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Cr na fertilização (g)	288,80	±	32,79	(2,4,5,5,4,na)	Data principal
Chumbo na fertilização (g)	5,68	±	0,50	(2,4,5,5,4,na)	Data principal

Nota: "Dados de monitoramento" referem-se aos valores obtidos a partir do SISTRATES®, enquanto "Dados primários" correspondem às medições relatadas nas Tabelas S1, S2 e S3. "S5.s" refere-se ao cenário de compostagem aplicado à fração sólida do digestato.
Fonte: Os Autores (2026).

6.6.11 Resultados da ACV

As Tabelas 14S e 15S apresentam a comparação estatística aos pares entre os cenários de manejo do digestato, realizada utilizando o Teste de Significância da Hipótese Nula Modificado (NHST) proposto por (HEIJUNGS et al., 2016). Este procedimento foi aplicado aos resultados das simulações de Monte Carlo (n = 1.000) para cada categoria de impacto, com o objetivo de determinar se as diferenças observadas entre os cenários atingem significância estatística com um nível de confiança de 95% (α = 0,05). Os parâmetros apresentados na tabela incluem: | Δμ | (Diferença Absoluta Média), que expressa a diferença absoluta entre os impactos médios dos dois cenários em comparação (A e B); Sp (Desvio Padrão Combinado), representando a variabilidade combinada de ambas as distribuições; |d| (Tamanho do Efeito), definido como a diferença padronizada entre as médias (d de Cohen), capturando a magnitude da divergência independentemente das unidades; |t| (Estatística t), calculado como a razão entre | Δμ |; e a Conclusão final, indicando se a hipótese nula é rejeitada ("Sim") ou não rejeitada ("Não") em α = 0,05.

Tabela 14S. Comparação estatística aos pares entre cenários de gestão do digestato da fração sólida utilizando o método NHST modificado aplicado aos resultados da simulação de Monte Carlo.

Categoria	Cenário A	Cenário B	| Δμ |	Sp	|d|	|t|	valor-p	Conclusão
Água doce eutrofização	S1.1.s	S1.2.s	0,00	0,01	0,26	1.23	2.17E-01	Não
aquecimento global	S1.1.s	S1.2.s	2.19	3.02	0,72	11,74	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.1.s	S1.2.s	32,17	712,83	0,05	3,46	5,46E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S1.1.s	S1.2.s	0,01	0,09	0,10	2.17	2,99E-02	Sim
Terrestre acidificação	S1.1.s	S1.2.s	0,01	0,04	0,30	2.23	2,59E-02	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.1.s	S1.2.s	0,03	0,01	2,45	50,21	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.1.s	S1.2.s	1.16	62,93	0,02	4.06	5.12E-05	Sim
Água doce eutrofização	S1.1.s	S2.s	0,01	0,00	1,96	39,33	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S1.1.s	S2.s	1,69	2,44	0,69	10,97	0,00E+00	Sim

Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.1.s	S2.s	35,29	713,40	0,05	3,37	7,77E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S1.1.s	S2.s	0,11	0,07	1,51	29,26	0,00E+00	Sim
Terrestre acidificação	S1.1.s	S2.s	0,10	0,06	1,71	33,76	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.1.s	S2.s	0,04	0,01	4.05	86,10	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.1.s	S2.s	57,08	52,21	1.09	19,98	0,00E+00	Sim
Água doce eutrofização	S1.1.s	S3.s	0,00	0,00	0,13	1,59	1.12E-01	Não
aquecimento global	S1.1.s	S3.s	5,75	2,37	2,43	49,81	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.1.s	S3.s	51,24	702,74	0,07	2,84	4,53E-03	Sim
Recurso mineral escassez	S1.1.s	S3.s	0,02	0,09	0,21	0,33	7.41E-01	Não
Terrestre acidificação	S1.1.s	S3.s	0,03	0,04	0,73	11,83	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.1.s	S3.s	0,04	0,01	4.08	86,76	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.1.s	S3.s	20.18	62,81	0,32	2,71	6,77E-03	Sim
Água doce eutrofização	S1.1.s	S4.s	0,01	0,00	3,93	83,38	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S1.1.s	S4.s	0,05	2,72	0,02	4.09	4,54E-05	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.1.s	S4.s	15,57	713,96	0,02	3,98	7.01E-05	Sim
Recurso mineral escassez	S1.1.s	S4.s	0,02	0,08	0,30	2.15	3.17E-02	Sim
Terrestre acidificação	S1.1.s	S4.s	0,31	0,03	9.11	199,19	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.1.s	S4.s	0,05	0,01	4,71	100,93	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.1.s	S4.s	10,75	63,90	0,17	0,71	4,78E-01	Não
Água doce eutrofização	S1.1.s	S5.s	0,00	0,00	0,59	8,73	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S1.1.s	S5.s	13,38	3,81	3,52	74,18	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.1.s	S5.s	36,49	727,57	0,05	3,35	8.22E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S1.1.s	S5.s	0,02	0,10	0,24	0,98	3,25E-01	Não
Terrestre acidificação	S1.1.s	S5.s	0,04	0,07	0,59	8,78	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.1.s	S5.s	0,05	0,01	4,47	95,39	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.1.s	S5.s	9.07	66,32	0,14	1,42	1,57E-01	Não
Água doce eutrofização	S1.2.s	S2.s	0,01	0,00	1,52	29,47	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S1.2.s	S2.s	3,87	2.32	1,67	32,79	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.2.s	S2.s	3.12	714,21	0,00	4,37	1,28E-05	Sim
Recurso mineral escassez	S1.2.s	S2.s	0,10	0,07	1,50	29.08	0,00E+00	Sim
Terrestre acidificação	S1.2.s	S2.s	0,08	0,06	1,51	29,36	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.2.s	S2.s	0,01	0,01	0,90	15,75	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.2.s	S2.s	55,92	47,75	1.17	21,71	0,00E+00	Sim
Água doce eutrofização	S1.2.s	S3.s	0,00	0,00	0,35	3,42	6,47E-04	Sim
aquecimento global	S1.2.s	S3.s	7,94	2.24	3,54	74,58	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.2.s	S3.s	19.06	703,57	0,03	3,87	1,14E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S1.2.s	S3.s	0,01	0,08	0,12	1,82	6,96E-02	Não
Terrestre acidificação	S1.2.s	S3.s	0,02	0,04	0,44	5,36	9.44E-08	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.2.s	S3.s	0,01	0,01	0,96	17.05	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.2.s	S3.s	19.01	59,16	0,32	2,72	6,68E-03	Sim
Água doce eutrofização	S1.2.s	S4.s	0,01	0,00	2,84	59,04	0,00E+00	Sim

aquecimento global	S1.2.s	S4.s	2.14	2,62	0,82	13,82	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.2.s	S4.s	16,60	714,77	0,02	3,95	7,99E-05	Sim
Recurso mineral escassez	S1.2.s	S4.s	0,02	0,08	0,20	0,02	9,81E-01	Não
Terrestre acidificação	S1.2.s	S4.s	0,30	0,03	9,32	203,87	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.2.s	S4.s	0,02	0,01	1,73	34.11	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.2.s	S4.s	9,59	60,31	0,16	0,92	3,59E-01	Não
Água doce eutrofização	S1.2.s	S5.s	0,00	0,01	0,68	10,78	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S1.2.s	S5.s	15,57	3,73	4.18	88,89	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.2.s	S5.s	4,32	728,36	0,01	4,34	1,50E-05	Sim
Recurso mineral escassez	S1.2.s	S5.s	0,03	0,09	0,35	3,37	7,64E-04	Sim
Terrestre acidificação	S1.2.s	S5.s	0,06	0,07	0,79	13.12	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.2.s	S5.s	0,02	0,01	1,62	31,82	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.2.s	S5.s	10.23	62,87	0,16	0,83	4.05E-01	Não
Água doce eutrofização	S2.s	S3.s	0,01	0,00	2,00	40,29	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S2.s	S3.s	4.06	1,38	2,93	61,13	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S2.s	S3.s	15,95	704.14	0,02	3,97	7,58E-05	Sim
Recurso mineral escassez	S2.s	S3.s	0,09	0,07	1,34	25,58	0,00E+00	Sim
Terrestre acidificação	S2.s	S3.s	0,07	0,06	1.21	22,49	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S2.s	S3.s	0,00	0,00	0,16	0,92	3,56E-01	Não
Terrestre ecotoxicidade	S2.s	S3.s	36,91	47,59	0,78	12,87	0,00E+00	Sim
Água doce eutrofização	S2.s	S4.s	0,01	0,00	3.08	64,47	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S2.s	S4.s	1,73	1,93	0,90	15,65	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S2.s	S4.s	19,71	715,34	0,03	3,86	1,19E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S2.s	S4.s	0,09	0,06	1,35	25,70	0,00E+00	Sim
Terrestre acidificação	S2.s	S4.s	0,21	0,05	4,39	93,65	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S2.s	S4.s	0,01	0,00	1,81	36.01	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S2.s	S4.s	46,33	49,01	0,95	16,67	0,00E+00	Sim
Água doce eutrofização	S2.s	S5.s	0,00	0,00	1.08	19,68	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S2.s	S5.s	11,70	3,28	3,56	75,16	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S2.s	S5.s	1.21	728,92	0,00	4,44	9,70E-06	Sim
Recurso mineral escassez	S2.s	S5.s	0,14	0,08	1,67	32,78	0,00E+00	Sim
Terrestre acidificação	S2.s	S5.s	0,14	0,08	1,76	34,85	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S2.s	S5.s	0,01	0,01	1,44	27,69	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S2.s	S5.s	66,15	52,13	1,27	23,90	0,00E+00	Sim
Água doce eutrofização	S3.s	S4.s	0,01	0,00	4.14	88,16	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S3.s	S4.s	5,80	1,83	3.17	66,32	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S3.s	S4.s	35,66	704,71	0,05	3,34	8,51E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S3.s	S4.s	0,01	0,08	0,08	2,77	5,57E-03	Sim
Terrestre acidificação	S3.s	S4.s	0,28	0,03	9.16	200,38	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S3.s	S4.s	0,01	0,00	1,61	31,60	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S3.s	S4.s	9,43	60,18	0,16	0,97	3.32E-01	Não

Água doce eutrofização	S3.s	S5.s	0,00	0,00	0,50	6,76	1,78E-11	Sim
aquecimento global	S3.s	S5.s	7,63	3.23	2,37	48,41	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S3.s	S5.s	14,74	718,50	0,02	4.01	6.21E-05	Sim
Recurso mineral escassez	S3.s	S5.s	0,04	0,09	0,45	5,68	1,52E-08	Sim
Terrestre acidificação	S3.s	S5.s	0,07	0,07	1.05	19.04	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S3.s	S5.s	0,01	0,01	1,30	24,58	0,00E+00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S3.s	S5.s	29,24	62,74	0,47	5,95	3,16E-09	Sim
Água doce eutrofização	S4.s	S5.s	0,01	0,00	2,97	61,85	0,00E+00	Sim
aquecimento global	S4.s	S5.s	13,43	3,50	3,84	81,44	0,00E+00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S4.s	S5.s	20,92	729,47	0,03	3,83	1,32E-04	Sim
Recurso mineral escassez	S4.s	S5.s	0,05	0,09	0,54	7,56	6,08E-14	Sim
Terrestre acidificação	S4.s	S5.s	0,35	0,07	5,40	116,34	0,00E+00	Sim
Terrestre ecossistemas	S4.s	S5.s	0,00	0,01	0,00	4,43	1,01E-05	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S4.s	S5.s	19,82	63,83	0,31	2,47	1,36E-02	Sim

Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 15S. Comparação estatística aos pares entre cenários de gestão do digestato da fração líquida utilizando o método NHST modificado aplicado aos resultados da simulação de Monte Carlo.

Categoria	**Cenário A**	**Cenário B**	**| Δμ |**	**Sp**	**|d|**	**|t|**	**valor-p**	**Conclusão**
Água doce ecotoxicidade	S1.l	S2.l	0,04	0,31	0,13	1,64	0,10	Não
Água doce eutrofização	S1.l	S2.l	0,04	0,00	11,51	252,95	0,00	Sim
aquecimento global	S1.l	S2.l	2,65	1,36	1,95	39,06	0,00	Sim
Humano carcinogênico toxicidade	S1.l	S2.l	0,04	0,31	0,14	1,29	0,20	Não
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.l	S2.l	8.28	296,36	0,03	3,85	0,00	Sim
Recurso mineral escassez	S1.l	S2.l	0,01	0,04	0,14	1.31	0,19	Não
Terrestre acidificação	S1.l	S2.l	0,29	0,02	12.01	264,12	0,00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.l	S2.l	0,07	0,01	7,67	167,02	0,00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.l	S2.l	6,84	27,59	0,25	1.07	0,28	Não
Água consumo	S1.l	S2.l	0,15	5,33	0,03	3,85	0,00	Sim
Água doce ecotoxicidade	S1.l	S3.l	8,37	2,85	2,94	61,27	0,00	Sim
Água doce eutrofização	S1.l	S3.l	0,03	0,01	4,29	91,38	0,00	Sim
aquecimento global	S1.l	S3.l	16,64	5,83	2,85	59,31	0,00	Sim
Humano carcinogênico toxicidade	S1.l	S3.l	3.02	1,66	1,82	36,20	0,00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.l	S3.l	237,84	308,50	0,77	12,77	0,00	Sim
Recurso mineral escassez	S1.l	S3.l	0,95	0,32	2,96	61,69	0,00	Sim
Terrestre acidificação	S1.l	S3.l	0,42	0,06	6,58	142,59	0,00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.l	S3.l	0,13	0,02	5,78	124,80	0,00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.l	S3.l	983,19	489,85	2.01	40,41	0,00	Sim
Água consumo	S1.l	S3.l	0,40	5,45	0,07	2,85	0,00	Sim

Água doce ecotoxicidade	S1.I	S4.I	7,59	2,56	2,96	61,81	0,00	Sim
Água doce eutrofização	S1.I	S4.I	0,01	0,01	1,56	30,36	0,00	Sim
aquecimento global	S1.I	S4.I	16,48	5.22	3.16	66.11	0,00	Sim
Humano carcinogênico toxicidade	S1.I	S4.I	2,68	1,64	1,63	31,93	0,00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S1.I	S4.I	246,02	291,53	0,84	14,40	0,00	Sim
Recurso mineral escassez	S1.I	S4.I	0,86	0,27	3.16	66,27	0,00	Sim
Terrestre acidificação	S1.I	S4.I	0,44	0,06	7,53	163,85	0,00	Sim
Terrestre ecossistemas	S1.I	S4.I	0,12	0,02	6.05	130,72	0,00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S1.I	S4.I	882,17	461,62	1,91	38,26	0,00	Sim
Água consumo	S1.I	S4.I	0,41	5.17	0,08	2,68	0,01	Sim
Água doce ecotoxicidade	S2.I	S3.I	8.41	2,85	2,96	61,61	0,00	Sim
Água doce eutrofização	S2.I	S3.I	0,00	0,01	0,44	5,40	0,00	Sim
aquecimento global	S2.I	S3.I	19.29	5,70	3,38	71,16	0,00	Sim
Humano carcinogênico toxicidade	S2.I	S3.I	3.06	1,66	1,85	36,79	0,00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S2.I	S3.I	229,56	338,85	0,68	10,68	0,00	Sim
Recurso mineral escassez	S2.I	S3.I	0,95	0,32	2,99	62,28	0,00	Sim
Terrestre acidificação	S2.I	S3.I	0,13	0,06	2.13	43,15	0,00	Sim
Terrestre ecossistemas	S2.I	S3.I	0,06	0,02	2,75	57.01	0,00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S2.I	S3.I	990,03	489,72	2.02	40,73	0,00	Sim
Água consumo	S2.I	S3.I	0,25	7,60	0,03	3,74	0,00	Sim
Água doce ecotoxicidade	S2.I	S4.I	7,63	2,56	2,98	62,19	0,00	Sim
Água doce eutrofização	S2.I	S4.I	0,03	0,01	4,66	99,78	0,00	Sim
aquecimento global	S2.I	S4.I	19.13	5.08	3,77	79,81	0,00	Sim
Humano carcinogênico toxicidade	S2.I	S4.I	2,72	1,64	1,65	32,53	0,00	Sim
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S2.I	S4.I	237,74	323,48	0,73	11,96	0,00	Sim
Recurso mineral escassez	S2.I	S4.I	0,86	0,27	3.20	67,03	0,00	Sim
Terrestre acidificação	S2.I	S4.I	0,14	0,05	2,65	54,73	0,00	Sim
Terrestre ecossistemas	S2.I	S4.I	0,05	0,02	2,77	57,38	0,00	Sim
Terrestre ecotoxicidade	S2.I	S4.I	889,01	461,48	1,93	38,60	0,00	Sim
Água consumo	S2.I	S4.I	0,27	7,40	0,04	3,67	0,00	Sim
Água doce ecotoxicidade	S3.I	S4.I	0,78	3,82	0,21	0,12	0,91	Não
Água doce eutrofização	S3.I	S4.I	0,02	0,01	2,66	54,97	0,00	Sim
aquecimento global	S3.I	S4.I	0,16	7,61	0,02	4.01	0,00	Sim
Humano carcinogênico toxicidade	S3.I	S4.I	0,34	2.31	0,15	1.17	0,24	Não
Não carcinogênico para humanos toxicidade	S3.I	S4.I	8.18	334,63	0,02	3,93	0,00	Sim
Recurso mineral escassez	S3.I	S4.I	0,09	0,42	0,22	0,43	0,67	Não
Terrestre acidificação	S3.I	S4.I	0,01	0,08	0,16	0,87	0,39	Não
Terrestre ecossistemas	S3.I	S4.I	0,01	0,03	0,20	0,02	0,98	Não
Terrestre ecotoxicidade	S3.I	S4.I	101.02	672,43	0,15	1.11	0,27	Não

Água consumo	S3.l	S4.l	0,02	7,49	0,00	4,42	0,00	Sim

Fonte: Os Autores (2026)

6.6.12 Referências

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis 2020**: fatores de conversão. Brasília: ANP, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/arquivos-anuario-estatistico-2020/anuario-2020-fatores-conversao.pdf. Acesso em: 10 jan. 2026.

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 48, n. 5, p. 835–852, 1976. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/25038971. Acesso em: 15 jan. 2026.

ASSOCIAÇÃO DE QUÍMICOS ANALÍTICOS OFICIAIS (AOAC). **Official methods of analysis**. Rockville: AOAC INTERNATIONAL, 2016. Disponível em: https://www.aoac.org/. Acesso em: 15 jan. 2026.

ASSOCIAÇÃO ECOINVENT. **Ecoinvent database v3.8**. Zürich: ecoinvent Association, 2021. Disponível em: https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.8. Acesso em: 10 jan. 2026.

ASSOCIAÇÃO ECOINVENT. **Ecoinvent database v3.11**. Zürich: ecoinvent Association, 2024. Disponível em: https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.11. Acesso em: 10 jan. 2026.

BRYE, K. R.; OMIDIRE, N. S.; ENGLISH, L.; PARAJULI, R.; KEKEDY-NAGY, L.; SULTANA, R.; POPP, J.; THOMA, G.; ROBERTS, T. L.; GREENLEE, L. F. Assessment of Struvite as an Alternative Sources of Fertilizer-Phosphorus for Flood-Irrigated Rice. **Sustainability**, [*s. l.*], v. 14, n. 15, e9621, 2022.

CAMPBELL, T.; RUARK, M.; BOSWELL, E.; LOWERY, B. Enhanced efficiency fertilizers, potato production, and nitrate leaching in the Wisconsin Central Sands. **Journal of Environmental Quality**, [*s. l.*], v. 54, n. 2, p. 397–409, 2025.

CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, [*s. l.*], v. 301, 2022.

CARRARO, G.; TONDERSKI, K.; ENRICH-PRAST, A. **Solid-liquid separation of digestate from biogas plants**: A systematic review of the techniques' performance. [*S. l.*]: Academic Press, 2024.

CHERUBINI, E.; ZANGHELINI, G. M.; ALVARENGA, R. A. F.; FRANCO, D.; SOARES, S. R. Life cycle assessment of swine production in Brazil: A comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, [*s. l.*], v. 87, n. C, p. 68–77, 2015.

CHINI, A.; HOLLAS, C. E.; BOLSAN, A. C.; ANTES, F. G.; TREICHEL, H.; KUNZ, A. Treatment of digestate from swine sludge continuous stirred tank reactor to reduce total carbon and total solids content. **Environment, Development and Sustainability**, [*s. l.*], v. 23, n. 8, p. 12326–12341, 2021.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. dos S.; FIGUEIREDO, V. S. **Fertilizantes Organominerais De Resíduos Do Agronegócio**: Avaliação Do Potencial Fertilizers - Evaluation of the Brazilian Economic Potential. [S. l.: s. n.], 2017. 2017.v. 45.

FGVCES – CENTRO DE ESTUDOS EM SUSTENTABILIDADE DA FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS**. Nota técnica**: equações para cálculo das emissões agrícolas provenientes do uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos e calcário – versão 1.0. São Paulo: Programa Brasileiro GHG Protocol, Fundação Getulio Vargas, 2023. Disponível em: https://repositorio.fgv.br/bitstreams/eafb8e62-1eb7-42b2-acfc-c2ccd63d69d3/download. Acesso em: 10 jan. 2026.

GIKONYO, E.; ZAHARAH, A. R.; HANAFI, M. M.; ANUAR, R. Phosphorus leaching in an acid tropical soil “recapitalized” with phosphate rock and triple superphosphate. **The Scientific World Journal**, [s. l.], v. 10, p. 1498–1508, 2010.

GUILAYN, F.; JIMENEZ, J.; MARTEL, J. L.; ROUEZ, M.; CREST, M.; PATUREAU, D. First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. **Waste Management**, [s. l.], v. 86, p. 67–79, 2019.

HEIJUNGS, R.; HENRIKSSON, P. J. G.; GUINÉE, J. B. Measures of difference and significance in the era of computer simulations, meta-analysis, and big data. **Entropy**, [s. l.], v. 18, n. 10, e362, 2016.

HOLLAS, C. E.; RODRIGUES, H. C.; BOLSAN, A. C.; VENTURIN, B.; BORTOLI, M.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Swine manure treatment technologies as drivers for circular economy in agribusiness: A techno-economic and life cycle assessment approach. **Science of the Total Environment**, [*s.l.*], v. 857, e159494, 2023.

HUTCHINGS, N. J.; TEN HOEVE, M.; JENSEN, R.; BRUUN, S.; SØTOFT, L. F. Modelling the potential of slurry management technologies to reduce the constraints of environmental legislation on pig production. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 130, p. 447–456, 2013.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA (IMA). **Instrução Normativa nº 11**: Suinocultura (versão agosto/2021). Florianópolis: IMA, 2021. Disponível em: https://in.ima.sc.gov.br/instrucaoNormativa/downloadPDF/11. Acesso em: 7 nov. 2022.

INSTITUTO NACIONAL DE PADRÕES E TECNOLOGIA (NIST). **Methane (CAS RN 74-82-8)**. NIST Chemistry WebBook. Gaithersburg, MD: NIST, [*s. d*.]. Disponível em: https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=74-82-8. Acesso em: 10 jan. 2026.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA) BIOENERGY. **IEA Bioenergy**. Paris: IEA, [s. d.]. Disponível em: https://www.ieabioenergy.com/. Acesso em: 15 jan. 2026.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories:** Volume 4 – Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). Hayama: IGES/IPCC, 2006. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html. Acesso em: 7 nov. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: Volume 4 – Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). Geneva: IPCC, 2019. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html. Acesso em: 7 nov. 2025.

KAR, S.; SINGH, R.; GURIAN, P. L.; HENDRICKS, A.; KOHL, P.; MCKELVEY, S.; SPATARI, S. Life cycle assessment and techno-economic analysis of nitrogen recovery by ammonia air-stripping from wastewater treatment**. Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 857, e159502, 2023.

KHOSHNEVISAN, B.; SHAFIEI, M.; RAJAEIFAR, M. A.; TABATABAEI, M. Biogas and bioethanol production from pinewood pre-treated with steam explosion and N-methylmorpholine-N-oxide (NMMO): A comparative life cycle assessment approach. **Energy**, [s. l.], v. 114, p. 935–950, 2016.

KUMAR, R.; PAL, P. Assessing the feasibility of N and P recovery by struvite precipitation from nutrient-rich wastewater: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, n. 22, p. 17453–17464, 2015.

KUNZ, A.; MUKHTAR, S. *Hydrogen sulfide emissions from livestock operations: a review*. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 36, n. 2, p. 377–386, 2016.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do (Org.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1108617/fundamentos-da-digestao-anaerobia-purificacao-do-biogas-uso-e-tratamento-do-digestato. Acesso em: 15 jan. 2026.

LECONTE, M. C.; MAZZARINO, M. J.; SATTI, P.; IGLESIAS, M. C.; LAOS, F. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. **Waste Management**, [s. l.], v. 29, n. 9, p. 2446–2453, 2009.

LEON, P.; CHATTERJEE, N.; LI, C.; MARGENOT, A. J. Lower and slower: Quantifying phosphorus leaching from struvite relative to monoammonium phosphate by 33P radioisotopic labeling. **Geoderma**, [s. l.], v. 449, e116990, 2024.

MANCHO, C.; DIEZ-PASCUAL, S.; ALONSO, J.; GIL-DÍAZ, M.; LOBO, M. C. Assessment of Recovered Struvite as a Safe and Sustainable Phosphorous Fertilizer. **Environments - MDPI**, [s. l.], v. 10, n. 2, e20022, 2023.

MASIN, C. E.; ZALAZAR, C. S.; PATERLINI, H.; ROMANI, C.; DURÁN, A.; VIDAL, E.; GONZÁLEZ, S. Composting and vermicomposting of poultry litter, rice hulls and eucalyptus sawdust: a combined approach to produce high-quality organic fertilizers. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 64608–64620, 2021.

MELLMANN, J.; SALAMAT, R.; KHARAGHANI, A. Drying behavior of solid digestate and reaction kinetics of ammonium degradation during laboratory-scale drying. **Waste Management,** [s. l.], v. 173, p. 75–86, p. 72-86, 2024.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (Brasil). **Biofertilizantes**. Brasília: MAPA, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/biofertilizantes. Acesso em: 15 jan. 2026.

MORAIS, N. W. S.; COELHO, M. M. H.; SILVA, A. de S. e; SILVA, F. S. S.; FERREIRA, T. J. T.; PEREIRA, E. L.; DOS SANTOS, A. B. Biochemical potential evaluation and kinetic modeling of methane production from six agro-industrial wastewaters in mixed culture. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 280, p. 116876, 2021.

MUJUMDAR, A. S. (ed.). **Handbook of industrial drying**. Boca Raton: CRC Press, 2014. Disponível em: https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/b17208/handbook-industrial-drying-arun-mujumdar. Acesso em: 10 jan. 2026.

MORAN, M. J.; SHAPIRO, H. N.; BOETTNER, D. D.; BAILEY, M. B. **Princípios de termodinâmica para engenharia**. Rio de Janeiro: LTC, 2018.

NAGARAJAN, D.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. **Integration of anaerobic digestion and microalgal cultivation for digestate bioremediation and biogas upgrading**. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2019.

NEGRAL, L.; CASTRILLÓN, L.; MARAÑÓN, E.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ORMAECHEA, P. Inverted phase fermentation as a pretreatment for anaerobic digestion of cattle manure and sewage sludge. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 203, p. 741–744, 2017.

NEVISON, C. Review of the IPCC methodology for estimating nitrous oxide emissions associated with agricultural leaching and runoff. **Chemosphere - Global Change Science**, [s. l.], v. 2, n. 3–4, p. 493–500, 2000.

NICHOLSON, F.; BHOGAL, A.; CARDENAS, L.; CHADWICK, D.; MISSELBROOK, T.; ROLLETT, A.; TAYLOR, M.; THORMAN, R.; WILLIAMS, J. Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 228, p. 504–516, 2017.

NOYOLA, A.; PAREDES, M. G.; GÜERECA, L. P.; MOLINA, L. T.; ZAVALA, M. Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review. **Science of the Total Environment,** [s. l.], v. 639, p. 84–91, 2018.

OLIVEIRA, P. A. V. de; BARROS, E. C.; SCHELL, D. R.; TURMINA, L. P. **Dimensionamento de unidade de compostagem automatizada para tratamento dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2015. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1042430/1/final8023.pdf. Acesso em: 15 jan. 2026.

PAAVOLA, T.; RINTALA, J. Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 99, n. 15, p. 7041–7050, 2008.

PRANCKIETIENĖ, I.; NAVICKAS, K.; VENSLAUSKAS, K.; JODAUGIENĖ, D.; BUIVYDAS, E.; ŽALYS, B.; VAGUSEVIČIENĖ, I. The Effect of Digestate from Liquid Cow Manure on Spring Wheat Chlorophyll Content, Soil Properties, and Risk of Leaching. **Agronomy**, [s. l.], v. 13, n. 3, e30626, 2023.

PROJETO SYSTEMIC (União Europeia). **SYSTEMIC**: large scale eco-innovation to advance circular economy and mineral recovery from organic waste in Europe (website do projeto). [S. l.]: União Europeia, [s. d.]. Disponível em: https://systemicproject.eu/. Acesso em: 15 jan. 2026.

RAHMAN, M. M.; LIU, Y. H.; KWAG, J. H.; RA, C. S. Recovery of struvite from animal wastewater and its nutrient leaching loss in soil. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 186, n. 2–3, p. 2026–2030, 2011.

RAMÍREZ-ISLAS, M. E.; GÜERECA, L. P.; SOSA-RODRIGUEZ, F. S.; COBOS-PERALTA, M. A. Environmental assessment of energy production from anaerobic digestion of pig manure at medium-scale using life cycle assessment. **Waste Managemen**t, [s. l.], v. 102, p. 85–96, 2020.

RENGGAMAN, A.; CHOI, H. L.; SUDIARTO, S. I. A.; FEBRISIANTOSA, A.; AHN, D. H.; CHOUNG, Y. W.; SURESH, A. Biochemical Methane Potential of Swine Slaughter Waste, Swine Slurry, and Its Codigestion **Effect. Energies**, [s. l.], v. 14, n. 21, p. 7103, 2021.

ROMERO-GÜIZA, M. S.; ASTALS, S.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J. M. Feasibility of coupling anaerobic digestion and struvite precipitation in the same reactor: Evaluation of different magnesium sources. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 270, p. 542–548, 2015.

SANTOS, A.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; BERNAL, M. P. Carbon conservation strategy for the management of pig slurry by composting: Initial study of the bulking agent influence. Mitigation and Adaptation **Strategies for Global Change**, [s. l.], v. 21, n. 7, p. 1093–1105, 2016.

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; NICOLOSO, R. da S.; DE OLIVEIRA, P. A. V.; FALKOSKI, C.; RIBEIRO, S. M. S.; COLDEBELLA, A. Methane emission factor of open deposits used to store swine slurry in Southern Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, [s. l.], v. 53, n. 6, p. 657–663, 2018.

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V. L.; DE MORAES FLORES, É. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **Clean - Soil, Air, Water**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 239–244, 2009.

STYLES, D.; ADAMS, P.; THELIN, G.; VANEECKHAUTE, C.; CHADWICK, D.; WITHERS, P. J. A. Life Cycle Assessment of Biofertilizer Production and Use Compared with Conventional Liquid Digestate Management. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 52, n. 13, p. 7468–7476, 2018.

VANDEN NEST, T.; RUYSSCHAERT, G.; VANDECASTEELE, B.; COUGNON, M.; MERCKX, R.; REHEUL, D. P availability and P leaching after reducing the mineral P fertilization and the use of digestate products as new organic fertilizers in a 4-year field trial with high P status. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 202, p. 56–67, 2015.

VANEECKHAUTE, C.; LEBUF, V.; MICHELS, E.; BELIA, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. **Nutrient Recovery from Digestate**: Systematic Technology Review and Product Classification. [S. l.]: Springer Netherlands, 2017.

VAZ, V.; DE SOUZA, S. N. M.; GOMES, S. D.; NOGUEIRA, C. E. C.; BITTENCOURT, P. R. S.; DECHECHI, F. G. Thermoeconomic analysis of a rural micro-generation power plant integrated with a fertigation system1. **Revista Brasileira de Engenharia Agricola e Ambiental**, [s. l.], v. 29, n. 11, p.123-131, 2025.

WANG, Y.; DONG, H.; ZHU, Z.; GERBER, P. J.; XIN, H.; SMITH, P.; OPIO, C.; STEINFELD, H.; CHADWICK, D. **Mitigating Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Swine Manure Management**: A System Analysis. Environmental Science & Technology, [s. l.], v. 51, n. 8, p. 4503–4511, 2017.

WANG, Y.; DONG, H.; ZHU, Z.; LI, L.; ZHOU, T.; JIANG, B.; XIN, H. CH4, NH3, N2O and NO emissions from stored biogas digester effluent of pig manure at different temperatures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 217, p. 1–12, 2016.

WANG, L.; XIN, J.; NAI, H.; ZHENG, X. Effects of different fertilizer applications on nitrogen leaching losses and the response in soil microbial community structure. **Environmental Technology and Innovatio**n, [s. l.], v. 23, e101556, 2021.

WARMADEWANTHI; RODLIA, A.; IKHLAS, N.; PANDEBESIE, E. S.; BAGASTYO, A. Y.; HERUMURTI, W. The Effect of Mixing Rate on Struvite Recovery from the Fertilizer Industry. Em: IOP CONFERENCE SERIES: EARTH AND ENVIRONMENTAL SCIENCE, 2020, [s. l.], **Anais** [...]. [S. l.]: Institute of Physics Publishing, 2020.

WESTER-LARSEN, L.; MÜLLER-STÖVER, D. S.; SALO, T.; JENSEN, L. S. Potential ammonia volatilization from 39 different novel biobased fertilizers on the European market – A laboratory study using 5 European soils. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 323, 2022.

ZHANG, J.; GU, D.; CHEN, J.; HE, Y.; DAI, Y.; LOH, K. C.; TONG, Y. W. Assessment and optimization of a decentralized food-waste-to-energy system with anaerobic digestion and CHP for energy utilization. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 228, e113654, 2021.

ZHANG, Y.; JIANG, Y.; WANG, S.; WANG, Z.; LIU, Y.; HU, Z.; ZHAN, X. Environmental sustainability assessment of pig manure mono- and co-digestion and dynamic land application of the digestate. Renewable and Sustainable **Energy Reviews**, [s. l.], v. 137, e110476, 2021.

7 ARTIGO 2 – AVALIAÇÃO ECONÔMICA E AMBIENTAL DE ARRANJOS TECNOLÓGICOS PARA PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTES EM PLANTAS DE BIOMETANO

Avaliação econômica e ambiental de arranjos tecnológicos para produção de biofertilizantes em plantas de biometano[2]

Resumo: Diante da insuficiência da produção brasileira de fertilizantes minerais, os biofertilizantes estabilizados, dentre eles por meio da digestão anaeróbia, emergem como uma alternativa estratégica para a fertilização dos solos brasileiros e a redução da dependência de insumos importados. Contudo, esse potencial permanece subaproveitado, principalmente em função de restrições técnicas, logísticas e econômicas associadas ao digestato. Diante disso, este estudo avaliou, sob aspectos econômicos e ambientais, distintos arranjos prospectivos de plantas de biometano integradas a tecnologias de valorização do digestato de suínos, incluindo fertirrigação como referência, secagem da fração sólida dos dejetos, precipitação química, remoção de nitrogênio e recuperação de amônia por *air stripping*. A avaliação ambiental foi conduzida por meio da Avaliação do Ciclo de Vida, enquanto análise econômica foi feita com base em indicadores de viabilidade, ambas incorporando análise de incerteza com simulações de Monte Carlo e inferência estatística. Os resultados apontam que a planta de biometano integrada a produção de organomineral dos dejetos apresentou maior atratividade econômica, com valor presente líquido médio de aproximadamente 3 milhões de USD com 68% de probabilidade de ser positivo, porém associada ao pior desempenho ambiental em todas as categorias, incluindo emissões de 22 kg CO_2 eq em aquecimento global, cerca de 2,6 vezes superior ao cenário base. Por outro lado, rotas avançadas de recuperação de nutrientes promoveram os melhores resultados ambientais, com ganhos líquidos de –23,7 kg CO_2 eq, embora associadas ao maior risco financeiro, com valores de VPL variando entre –4 e –14 milhões de USD e probabilidade nula de retorno sobre o capital investido. A recuperação de fósforo por fosfato de cálcio apresentou o melhor equilíbrio entre desempenho econômico e ambiental, com 99% de probabilidade de VPL positivo, e benefícios ambientais nas categorias de aquecimento global, ecotoxicidade, ecossistemas e acidificação terrestre.

Palavras-chave: Recuperação de nutrientes; análise de incerteza; economia circular; digestão anaeróbia; Planta de biometano.

Destaques:

- Os custos de transporte do digestato constituem o principal gargalo estrutural, condicionando simultaneamente impactos ambientais e viabilidade econômica.
- A produção de organomineral reúne as métricas econômicas mais favoráveis, enquanto concentra o pio desempenho ambiental.
- O nitrogênio é simultaneamente o principal ponto crítico ambiental e o nutriente mais desafiador economicamente para recuperação.
- A recuperação de amônia representa a fronteira ambiental do organomineral, convertendo impactos em créditos, porém com baixa competitividade econômica.

[2]Artigo submetido ao periódico internacional *Journal of Cleaner Production*, classificado como A1 no sistema Qualis/CAPES, nas áreas de Ciências Ambientais e Engenharias, com foco em sustentabilidade e gestão de resíduos.

- A precipitação de fosfato de cálcio se consolida como o arranjo mais equilibrado entre ganhos ambientais, viabilidade econômica e flexibilidade de mercado.

7.1 INTRODUÇÃO

A transição global rumo a sistemas energéticos sustentáveis e cadeias produtivas circulares tem impulsionado o desenvolvimento e a adoção de tecnologias capazes de valorizar resíduos orgânicos, conciliando mitigação climática e geração descentralizada de energia renovável (Monfet *et al*., 2018; Cesaro, 2021). Nesse contexto, a digestão anaeróbia (DA) de resíduos agropecuários ocupa posição estratégica ao possibilitar a conversão de passivos ambientais em biogás, eletricidade ou biometano (Cibiogás, 2020; Hollas *et al*., 2022), ao mesmo tempo em que gera um efluente rico em nutrientes potencialmente reutilizáveis na agricultura (Vaneeckhaute *et al*., 2014; Tampio *et al*., 2016; Tambone *et al*., 2017; Cheong *et al*., 2020).

Com o objetivo de ampliar a competitividade das usinas de biogás em relação a outras alternativas de geração de energia, a literatura tem concentrado esforços no aprimoramento do desempenho bioquímico da DA. Esses avanços resultaram em diversas estratégias voltadas à otimização da produção de biogás a partir de diferentes substratos orgânicos, incluindo ajustes operacionais, codigestão e melhorias no controle de processos (Fuchs; Drosg, 2013; Cesaro, 2021).

Entretanto, apesar dos avanços tecnológicos associados à produção de energia, esse enfoque tem negligenciado a ausência de alternativas eficientes para o reaproveitamento do digestato (Cesaro, 2021). A falta de rotas tecnicamente consolidadas e economicamente viáveis para a valorização desse efluente configura-se como um gargalo recorrente, limitando a implementação de plantas de DA em conformidade com regulamentações ambientais cada vez mais rigorosas (Vaneeckhaute *et al*., 2014; Herbes *et al*., 2020). Nesse sentido, para que as plantas de biogás sejam efetivamente sustentáveis, tanto como fontes de energia renovável quanto em consonância com os princípios da economia circular, é essencial a adoção de estratégias eficazes de manejo do digestato (Peng; Pivato, 2019).

No Brasil, essas limitações são agravadas pelo déficit estrutural na produção nacional de fertilizantes minerais, o que intensifica a dependência de importações e expõe o setor agropecuário à volatilidade dos mercados internacionais (Anda, 2025). Esse contexto reforça o potencial estratégico dos resíduos agropecuários e de seus

produtos de valorização como fontes alternativas de nutrientes e energia, desde que sejam adotadas rotas tecnológicas capazes de concentrar, estabilizar e viabilizar o transporte desses nutrientes de forma economicamente sustentável (Cruz *et al*., 2017; Peng; Pivato, 2019).

Nesse cenário, a inserção do digestato na produção descentralizada de fertilizantes de base biológica emerge simultaneamente como um desafio estrutural e uma oportunidade estratégica. Embora diversas rotas de tratamento e recuperação de nutrientes tenham avançado nos últimos anos (Barampouti *et al*., 2020; Cesaro, 2021b; Cândido *et al*., 2022), essas alternativas têm sido, em geral, avaliadas de forma fragmentada, sem integração consistente entre Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), métricas econômicas e análise de incerteza. Essa lacuna limita a comparação robusta e holística entre arranjos tecnológicos concorrentes e dificulta a identificação de trade-offs entre desempenho ambiental e viabilidade econômica, especialmente no contexto brasileiro.

Adicionalmente, a literatura raramente estrutura os cenários de modo a explicitar um dilema central na gestão de resíduos suínos: optar pela secagem direta da fração sólida dos dejetos, seguida de digestão anaeróbia, com produção de fertilizantes organominerais e biogás, ou priorizar exclusivamente a DA para geração de energia, seguida da valorização do digestato por meio de rotas como precipitação química, recuperação de amônia por *air stripping* (AAS) e remoção de nitrogênio.

Diante desse conjunto de desafios, o presente estudo realiza uma avaliação prospectiva, sob as perspectivas ambiental e econômica, de diferentes arranjos de plantas de biometano associados a tecnologias de valorização do digestato suíno. A análise baseia-se em cenários representativos de estratégias atualmente empregadas em sistemas de DA, abrangendo desde práticas convencionais, como a fertirrigação direta do digestato, até alternativas mais avançadas, que incluem separação sólido-líquido, secagem da fração sólida para produção de fertilizantes organominerais combinada à digestão da fração líquida, remoção de nitrogênio e recuperação de nutrientes. Assim, o objetivo configura-se em identificar configurações tecnológicas capazes de minimizar custos e impactos ambientais, ao mesmo tempo em que maximizam o valor agregado aos subprodutos do processo anaeróbio.

Os impactos ambientais foram avaliados por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), com foco em categorias relevantes para a pecuária brasileira, enquanto o desempenho econômico foi analisado por indicadores como período de retorno

(PBD), valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR) e retorno sobre o investimento (ROI). Ambas as análises incorporaram avaliação de incerteza por meio de simulações de Monte Carlo e inferência estatística, proporcionando uma base robusta para comparação entre cenários e apoio à tomada de decisão. Ao adotar essa abordagem integrada, o estudo contribui para uma compreensão mais abrangente do papel do digestato na sustentabilidade de plantas de biometano, oferecendo subsídios técnicos relevantes para a formulação de políticas públicas, estratégias regulatórias e decisões de investimento.

7.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo adotou uma abordagem integrada de ACV e análise econômica para avaliar, de forma comparativa, diferentes rotas de tratamento e valorização de dejetos suinícolas. Os cenários modelados abrangem desde a secagem direta dos dejetos suínos, seguida de DA, até distintas rotas de valorização do digestato sólido e líquido, sendo todos comparados a uma linha de base representativa do manejo convencional, caracterizada pela fertirrigação do digestato sem atribuição de valor monetário aos nutrientes recuperados.

O substrato avaliado consiste em dejetos da suinocultura provenientes de sistemas de produção intensivos, caracterizados por elevada umidade e concentrações significativas de nitrogênio, fósforo e potássio, conforme apresentado na Tabela 5. A composição físico-química do dejeto e digestato foi definida com base em dados primários reportados por Candido et al. (2022), os quais consideram o módulo Bio do Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura ($SISTRATES^{®}$), sendo complementados por Tápparo *et al*. (2021) para o rendimento de metano.

Tabela 5.Composição físico-química do dejeto suíno e do digestato nos sistemas BLC e CSTR do $\mathrm{SISTRATES}^{®}$.

Parâmetro	Unidade	Dejeto suíno	Digestato BLC sem SSL	Entrada BLC	Digestato BLC	Entrada CSTR	Digestato CSTR
Rendimento de metano	$m^3 N_{CH4}\ kg_{SV}^{-1}$	0,22 ± 0,11	-	0,37 ± 0,18	-	0,24 ± 0,09	-
ST	g L^{-1}	15,63 ± 9,71	9,84 ± 1,84	9,07 ± 4,12	5,71 ± 1,07	51,16 ± 16,30	27,67 ± 8,93
SV	g L^{-1}	10,70 ± 7,13	5,40 ± 1,50	5,83 ± 3,24	2,94 ± 0,82	38,32 ± 12,29	17,18 ± 5,31
NAT	g L^{-1}	1,22 ± 0,46	1,53 ± 0,11	1,05 ± 0,28	1,32 ± 0,09	1,07 ± 0,59	1,32 ± 0,80
P	g L^{-1}	0,45 ± 0,37	0,37 ± 0,11	0,24 ± 0,12	0,19 ± 0,06	1,66 ± 0,61	1,19 ± 0,53
K	g L^{-1}	0,76 ± 0,34	0,97 ± 0,46	0,64 ± 0,21	0,82 ± 0,39	0,67 ± 0,06	0,85 ± 0,12
COT	g L^{-1}	3,59 ± 1,20	1,38 ± 0,66	3,05 ± 1,95	1,17 ± 0,56	12,16 ± 4,51	5,77 ± 2,77

NT	g L^{-1}	1,82	±	0,71	1,83	±	0,46	1,39	±	0,31	1,41	±	0,35	1,60	±	0,18	2,94	±	0,78
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}	3,90	±	0,45	5,27	±	0,58	4,01	±	1,06	5,42	±	0,60		-		7,74	±	0,85

Nota: Os valores são apresentados como média ± desvio padrão. BLC: biodigestor de lagoa coberta; CSTR: do inglês "*Continuous Stirred Tank Reactor*" (reator de tanque agitado contínuo); ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; NAT: nitrogênio amoniacal total; NT: nitrogênio total; P: fósforo total; K: potássio total; COT: carbono orgânico total. SSL: separação sólido liquida.
Fonte: Os Autores (2026).

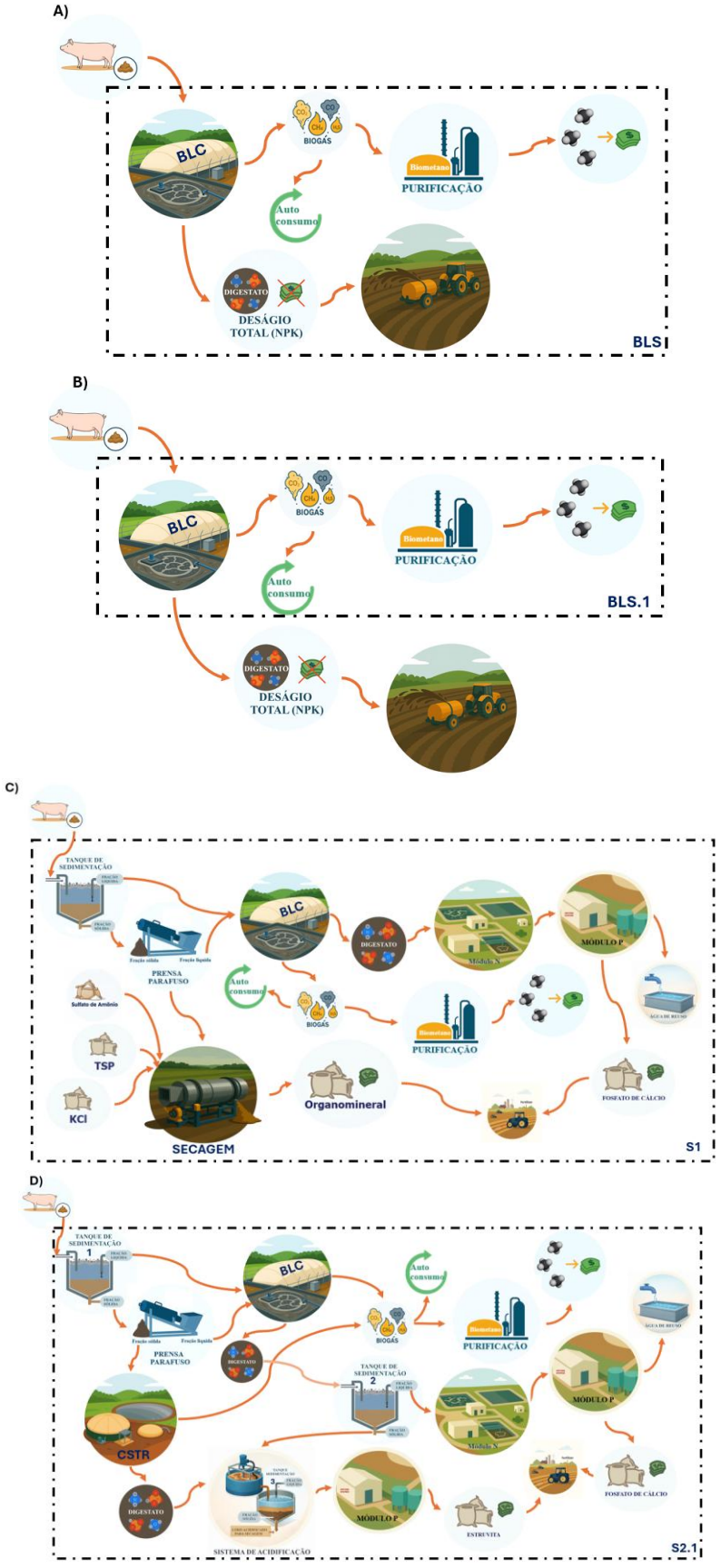
O estudo partiu do pressuposto de uma escala minimamente viável para plantas dedicadas à produção de biometano, definida como aquelas com geração de biogás superior a 120m^3 h^{-1} (estimativa baseada em consultas técnicas ao setor, 2024–2025). Com base nos parâmetros físico-químicos do dejeto suíno apresentados na Tabela 5, essa capacidade operacional corresponde a uma necessidade média de aproximadamente 500m^3 dia^{-1} de dejetos suinícolas, o que equivale a 1,83 × $10^5$$m^3$ ano^{-1}. Dessa forma, essa vazão anual de substrato foi adotada como escala de referência para a modelagem dos cenários ambientais e econômicos avaliados neste estudo.

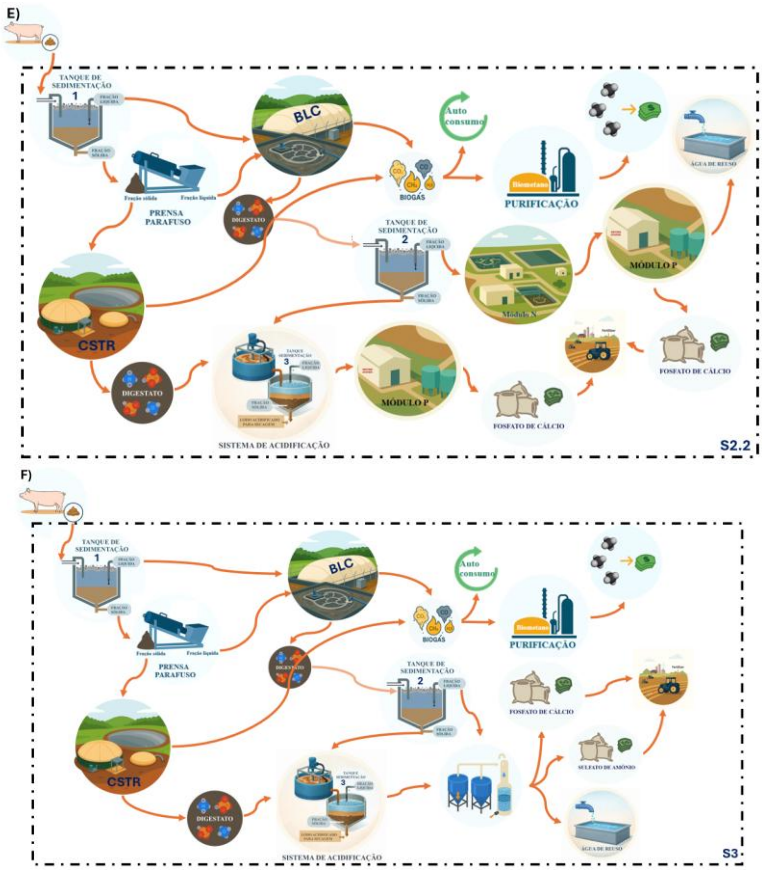
7.2.1 Descrição dos cenários

O primeiro passo tanto para uma ACV quanto para análise econômica é a identificação dos componentes de cada sistema, correspondendo ao escopo do estudo, que por sua vez, é constituído por 5 cenários e suas configurações, como ilustrado na Figura 8. Assim, fica representada a estrutura física dos cenários, definidos por um conjunto de unidades conectadas umas às outras por meio de fluxos de massa e energia.

Figura 8. Representação esquemática dos cenários integrados de valorização de resíduos suínos. A) Cenário linha base (BLS) com biodigestor tipo lagoa coberta (BLC) e aplicação direta do digestato com deságio econômico total do seu valor fertilizante. B) Cenário linha base complementar (BLS.1), com deságio econômico total do digestato, sem atribuir os custos de transporte e aplicação agrícola à planta de biometano. C) Cenário 1 (S1) com produção de fertilizante organomineral a partir da fração sólida do dejeto suíno, associada à digestão anaeróbia e à recuperação de fósforo integrada ao módulo N na fração líquida. D) Cenário 2.1 (S2.1) com recuperação de fósforo por precipitação de estruvita do digestato integrada a remoção de amônia pelo módulo N. E) Cenário 2.2 (S2.2) com recuperação de fósforo por precipitação de fosfato de cálcio do digestato integrada a remoção de amônia pelo módulo N.

F) Cenário 3 (S3) com recuperação integrada de fósforo e nitrogênio por precipitação de fosfato de cálcio e recuperação de amônia via stripping, associada à digestão anaeróbia.





Fonte: Os Autores (2026).

A principal problemática abordada neste estudo é que grande parte das plantas de biogás instaladas no Brasil, sobretudo aquelas sem áreas agrícolas próprias, tende a tratar o digestato como um passivo logístico, e não como um produto útil. Assim, foi definido um cenário linha base (BL) (Figura 8A), representativo de uma planta dedicada à produção de biometano a partir de um biodigestor do tipo lagoa coberta (BLC), operando sem separação sólido-líquido prévia. Assume-se que 30% do biometano produzido é destinado ao autoconsumo nas operações internas da planta, enquanto o excedente (70%) é destinado à comercialização, sendo o único produto útil desse cenário. Essa distribuição (30/70) segue a premissa adotada pelo Instituto 17 para cenários de biometano na pecuária (INSTITUTO 17, 2022). Nesse cenário, o digestato é manejado de forma convencional, sendo armazenado em reservatório por aproximadamente três meses e posteriormente aplicado em áreas de terceiros com deságio econômico integral (100%) em relação ao seu valor fertilizante (NPK) (Miele *et al.*, 2015). Assim, contabilizam-se apenas os custos de transporte do digestato, conforme detalhado nas seções subsequentes. A aplicação é realizada por tecnologia de disposição via vagões-tanque equipado com aspersor e alimentado a diesel.

Adicionalmente, para a análise econômica, foi definido um cenário linha de base complementar (BL.1, Figura 8B), cujo objetivo é isolar e evidenciar o impacto econômico associado exclusivamente à ausência de valorização do digestato. Nesse cenário, além de assumir deságio econômico integral (100%) do digestato, desconsideram-se também os custos de transporte e de aplicação agrícola, como se essas etapas fossem subsidiadas, internalizadas pelo produtor rural receptor ou realizadas sem ônus para a planta de biometano. Dessa forma, o BL.1 representa uma condição econômica hipotética e conservadora, utilizada como referência extrema para dimensionar o tamanho do gargalo econômico imposto pelo manejo passivo do digestato, independentemente dos custos logísticos associados.

O Cenário 1 (S1) avalia a valorização do dejeto suíno por meio da separação sólido-líquido (SSL), seguida da secagem e granulação da fração sólida ("Entrada CSTR", Tabela 5) com vistas à produção de fertilizante organomineral, conforme ilustrado na Figura 8C. A fração líquida ("Entrada BLC", Tabela 5) é encaminhada para digestão anaeróbia em biodigestor do tipo lagoa coberta (BLC), visando à produção de biogás e posterior purificação para obtenção de biometano.

No S1, a produção do fertilizante organomineral é modelada considerando uma formulação 10:10:10 ($N:P_2O_5:K_2O$), em conformidade com os requisitos normativos estabelecidos para fertilizantes organominerais no Brasil (Brasil, 2004; Brasil, 2009; Brasil, 2018). Para suplementação do nitrogênio, considera-se a adição de sulfato de amônio (AS), aplicado após a separação sólido-líquido e antes das etapas de secagem e granulação. O SA foi selecionado em função de seu baixo custo relativo e de sua capacidade de reduzir o pH da matriz, contribuindo para a mitigação das emissões de amônia (NH_3) durante o processo de secagem térmica.

Com o objetivo de evitar os custos logísticos associados ao transporte e à aplicação da fração líquida do digestato, o S1 considera a implementação dos módulos N e P do SISTRATES®, em que é submetida inicialmente ao módulo N (nitrificação/desnitrificação), visando à redução do nitrogênio amoniacal, do carbono e da alcalinidade, e, em seguida, ao módulo P, no qual ocorre a precipitação de fosfato de Cálcio (CaP) por meio da adição de cal hidratada ($Ca(OH)_2$). Outro benefício desse arranjo é a possibilidade de reuso de água, uma vez que o aumento do pH promovido pela adição de $Ca(OH)_2$ no módulo P favorece não apenas a precipitação de CaP, mas também a inativação de microrganismos patogênicos, o que confere potencial para o reuso seguro do efluente tratado em atividades internas da suinocultura, como

a lavagem de instalações, reduzindo a descarga em corpos hídricos e a pressão sobre os recursos hídricos (Cândido *et al*., 2022; Hollas et *al*., 2023; Matsuzaki *et al*., 2021; VIANCELLI *et al*., 2015). A descrição detalhada da operação e dos parâmetros desses módulos é apresentada por Cândido *et al*. (2022). Portanto, os produtos considerados no S1 incluem fertilizante organomineral granulado, água de reuso e o biometano, sendo este último particionado em 30% para autoconsumo e 70% para comercialização, conforme descrito no cenário linha base.

O Cenário 2 (Figura 8D e 8E) considerou rotas de recuperação de fósforo a partir do digestato, sendo subdividido em duas configurações de acordo com o precipitado obtido: estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) da fração sólida e CaP da liquida no S2.1 (Figura 8D) e apenas CaP no S2.2 (Figura 8E). Ambos os subcenários seguiram uma adaptação do arranjo SISTRATES®, incorporando o módulo Bio com separação sólido-líquido (SSL) prévia e os módulos N e P. Após a SSL inicial, a fração líquida do dejeto foi direcionada a um BLC, enquanto a fração sólida foi encaminhada a um reator do tipo CSTR. O biogás produzido em ambos os reatores foi purificado a biometano, conforme descrito no cenário linha base.

O digestato proveniente do BLC foi submetido a uma segunda etapa de SSL, sendo a fração sólida combinada ao digestato do CSTR e direcionada a um sistema de acidificação, com o objetivo de consumir a alcalinidade e solubilizar o fósforo, aumentando sua disponibilidade para precipitação (Szogi *et al*., 2018). Após a acidificação, o efluente foi encaminhado a um terceiro tanque de sedimentação, no qual o lodo acidificado foi separado do sobrenadante. O lodo acidificado seguiu para as etapas de secagem e granulação, enquanto a fração líquida foi direcionada à precipitação química de estruvita (S2.1) ou de CaP (S2.2), conforme as condições operacionais específicas de cada rota.

Em ambos os cenários, a fração líquida remanescentes da precipitação química e do segundo tanque de precipitação foram encaminhados aos módulos N e P do SISTRATES®, de forma análoga ao descrito no S1, permitindo a remoção adicional de nitrogênio e fósforo e viabilizando o reuso do efluente tratado. Desse modo, os produtos decorrentes desses cenários abrangeram diversas frentes, incluindo: a geração e venda de biometano, a comercialização do CaP ou estruvita como fertilizantes de base biológica e a água de reuso.

O Cenário 3 (S3) propôs uma alternativa ao módulo N do SISTRATES®, substituindo a conversão biológica do nitrogênio em N_2 pela sua recuperação na forma de sulfato de amônio (SA) por meio do processo de ammonia AAS, conforme esquematizado na Figura 8F. Nesse arranjo, a recuperação de fósforo por precipitação de CaP foi integrada à recuperação de nitrogênio, explorando a sinergia entre os processos físico-químicos, uma vez que, a elevação do pH para valores próximos a 9 favorece simultaneamente a precipitação do CaP e a volatilização da amônia (NH_3).

Ademais, a amônia volatilizada foi canalizada e capturada em um lavador ácido contendo H_2SO_4, resultando na formação de uma solução concentrada de SA. Os parâmetros operacionais e o desempenho do processo de AAS foram baseados em Kar *et al*. (2023). Dessa forma, os produtos considerados no S3 incluíram o biometano, o CaP, o SA recuperado como fertilizante nitrogenado e a água tratada com potencial para reuso.

7.2.2 Avaliação do ciclo de vida

Para analisar os potenciais impactos ambientais e/ou benefícios mitigados resultantes dos diferentes arranjos, optou-se pela aplicação da técnica de ACV. Esta foi conduzida utilizando o software SimaPro 9.2.0.1 (PRÉ, 2022), em conformidade com as recomendações preconizadas pela International Organization for Standardization (ISO 14040, 2006a; ISO 14044, 2006b), bem como as respectivas normas brasileiras ABNT (NBR ISO 14040, 2014a; NBR ISO 14044, 2014b), que definem os princípios e diretrizes metodológicas da ACV.

De acordo com essas normas, o procedimento de ACV foi estruturado em quatro fases principais: (i) Definição dos objetivos, escopo e unidade funcional; (ii) Construção do inventário de ciclo de vida; (iii) Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; (iv) Interpretação.

7.2.3 Objetivo, escopo e unidade funcional

O objetivo da ACV neste estudo foi comparar plantas de biometano associada ao manejo convencional do digestato com três cenários alternativos de valorização, quantificando seus potenciais impactos ambientais e identificando se essas rotas

resultam em benefícios ambientais líquidos. Logo, a análise teve como finalidade identificar se a conversão do digestato em produtos de maior valor agregado, em substituição ao manejo convencional, resulta em benefícios ambientais líquidos, considerando simultaneamente o uso de recursos e a mitigação de impactos ambientais, e, assim, definir o cenário com melhor desempenho ambiental.

O escopo deste estudo considerou o manejo de dejetos suínos a partir de sua entrada no sistema de tratamento até sua aplicação agrícola, seja na forma de digestato ou como produtos resultantes das diferentes rotas de valorização avaliadas, incluindo biometano, fertilizantes organominerais, estruvita, fosfato de cálcio, sulfato de amônio e água de reuso. Dessa forma, os limites do sistema foram definidos de modo a abranger não apenas as tecnologias de tratamento e valorização dos resíduos, mas também as etapas subsequentes de uso agrícola dos produtos gerados. Essa abordagem permitiu uma avaliação mais abrangente dos impactos ambientais associados às práticas de manejo dos dejetos suínos, diferenciando este estudo de trabalhos anteriores que restringiram a análise exclusivamente às etapas de processamento.

Foram excluídos do escopo os impactos ambientais associados à fabricação dos equipamentos de tratamento, bem como todos os fluxos de massa e energia anteriores à entrada dos dejetos no sistema avaliado. Assim, os impactos ambientais relacionados à cadeia produtiva da suinocultura, bem como ao transporte dos dejetos até a planta de tratamento, não foram considerados, uma vez que o foco do estudo esteve direcionado exclusivamente às implicações ambientais decorrentes de diferentes arranjos de valorização dos resíduos.

A unidade funcional (UF) adotada neste estudo foi definida como o gerenciamento de 1m³ de dejetos suínos na entrada do sistema de tratamento. Essa UF permite a comparação direta entre os diferentes cenários e arranjos tecnológicos avaliados, garantindo consistência na quantificação dos fluxos de massa, energia e emissões ao longo do ciclo de vida.

A adoção de uma UF volumétrica é particularmente adequada para estudos aplicados a plantas de biogás, uma vez que reflete a base operacional usual desses sistemas e possibilita a avaliação integrada do desempenho ambiental das diferentes rotas de valorização em escala de planta. Dessa forma, essa abordagem favorece a análise comparativa entre estratégias alternativas de destinação dos dejetos suínos,

permitindo identificar aquelas com melhor desempenho ambiental sob diferentes configurações de manejo.

7.2.4 Inventário do ciclo de vida (ICV)

O ICV compreendeu a coleta e a compilação dos fluxos de entrada e saída de massa e energia, bem como dos parâmetros de eficiência associados a cada cenário avaliado, conforme descrição dos cenários realizada anteriormente, detalhada na Tabela 6.

A caracterização do substrato considerado no inventário baseou-se na composição físico-química dos dejetos suínos e do digestato apresentada na Tabela 5. As demais informações incluídas no inventário, tais como fatores de emissão, consumo de insumos, eficiências de processo, taxas de recuperação de nutrientes e parâmetros operacionais específicos, foram obtidas exclusivamente de literatura científica especializada e relatórios técnicos, ou estimadas com base em processos equivalentes disponíveis na base Ecoinvent 3.8. (2021). Todas as fontes utilizadas, bem como as premissas e hipóteses adotadas na construção do inventário, são apresentadas de forma detalhada no Material Suplementar (Tabelas 22S–25S).

A base de dados Ecoinvent 3.8 (2021) foi empregada, em particular, para modelar os impactos evitados associados à substituição de diesel e fertilizantes minerais convencionais. A substituição do diesel foi considerada no contexto do uso veicular pesado, assumindo-se que o biometano produzido é destinado à substituição direta do diesel fóssil em aplicações de transporte de carga, em linha com rotas consolidadas de uso do biometano no setor de transportes. No caso da substituição de fertilizantes, os créditos ambientais foram ajustados com base nos teores de nitrogênio, fósforo e potássio dos produtos obtidos, considerando como referências a ureia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio.

Entradas	BLS (média ± s.d.)	S1 (média ± s.d.)	S2.1 (média ± s.d.)	S2.2 (média ± s.d.)	S3 (média ± s.d.)
Diesel para transporte de digestato (MJ)	50,00 ± 20,15	-	-	-	-
Eletricidade para prensa parafuso (kWh)	-	0,20 ± 0,07			
Eletricidade para agitação rápida (Módulo P) (kWh)	-	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,00
Eletricidade para sistema de secagem (kWh)	-	2,70 ± 0,95	0,68 ± 0,82	0,60 ± 0,87	0,60 ± 0,87
Eletricidade para granulação (kWh)	-	1,56 ± 1,59	-	-	-
Eletricidade para módulo N ((kWh)	-	2,27 ± 1,06	1,41 ± 1,04	1,83 ± 1,05	-

Eletricidade para AAS (kWh)		-			-			-			-		0,61	±	0,38
Biogas para purificação (m^3 d^{-1})	2,91	±	2,40	1,82	±	1,34	1,22	±	0,60	1,22	±	0,60	1,22	±	0,60
Calor residual para secagem (MJ)		-		155,87	±	98,84	57,48	±	61,20	50,86	±	54,01	50,86	±	54,01
Calor residual para remoção de amônia (MJ)		-			-			-			-		0,80	±	0,50
Sulfato de amônio adicionado (kg)		-		3,30	±	2,05		-			-			-	
TSP adicionado (kg)		-		3,35	±	4,01		-			-			-	
KCl adicionado (kg)		-		1,92	±	1,89		-			-			-	
Ca(OH)2 para fosfato de cálcio (kg)		-		0,35	±	0,03		-		0,35	±	0,03	0,35	±	0,03
Ca(OH)2 para remoção de amônia ASS (kg)		-			-			-			-		0,8	±	0,48
Água para remoção de amônia AAS (kg)		-			-			-			-		0,2	±	0,12
Ácido sulfúrico (H_2SO_4) para disponibilidade de P (kg)		-			-		0,48	±	0	0,48	±	0	0,48	±	0
H_2SO_4 para remoção de amônia AAS (kg)		-			-			-			-		2	±	1,2
MgO para precipitação de estruvita (kg)		-			-		0,29	±	0,44		-			-	
Saídas (produtos uteis)	**BLS (média ± s.d.)**			**S1 (média ± s.d.)**			**S2.1 (média ± s.d.)**			**S2.2 (média ± s.d.)**			**S3 (média ± s.d.)**		
Diesel evitado (MJ)	104,32	±	86,00	65,29	±	48,00	109,09	±	54,00	109,09	±	54,00	109,09	±	54,00
Sulfato de amônio evitado (kg)		-			-			-			-		3,19	±	1,68
Urea evitado (kg)	1,80	±	0,93	2,28	±	2,22	1,31	±	0,36		-			-	
TSP evitado (kg)	1,96	±	1,98	0,98	±	1,40	0,74	±	0,49	0,75	±	0,50	0,75	±	0,50
KCl evitado (kg)	1,10	±	0,80	0,80	±	0,36		-			-			-	
Água de reuso (m^3)		-		0,70	±	0,43	0,70	±	0,43	0,70	±	0,43	0,70	±	0,43
Saídas (emissões para o ar)	**BLS (média ± s.d.)**			**S1 (média ± s.d.)**			**S2.1 (média ± s.d.)**			**S2.2 (média ± s.d.)**			**S3 (média ± s.d.)**		
Aplicação Agricola															
NH3 (kg)	0,89	±	0,76	0,13	±	0,13	0,01	±	0,01		-		0,08	±	0,04
N2O (kg)	0,031	±	1,61E-02	0,14	±	0,14	0,00	±	0,00		-		0,02	±	0,01
N2Oic (kg)	0,02	±	0,02	2,01E-03	±	2,46E-03	1,94E-04	±	2,95E-04		-		1,54E-03	±	1,15E-03
NO (kg)	0,210	±	0,10	0,05	±	0,03	2,10E-03	±	2,05E-03		-		0,02	±	0,01
Reservatório digestato															
CO2 no reservatório (kg)	803,11	±	200,78		-			-			-			-	
CH4 no reservatório (kg)	0,12	±	0,12		-			-			-			-	
NH3 no reservatório (kg)	0,16	±	0,11		-			-			-			-	
N2O no reservatório (kg)	0,01	±	0,01		-			-			-			-	
Esterqueira															
CO2 na esterqueira (kg)	-803,11	±	200,78	-803,11	±	200,78	-803,11	±	200,78	-803,11	±	200,78	-803,11	±	200,78
CH4 na esterqueira (kg)	-0,24	±	0,12	-0,24	±	0,12	-0,24	±	0,12	-0,24	±	0,12	-0,24	±	0,12
NH3 na esterqueira (kg)	-0,14	±	0,03	-0,14	±	0,03	-0,14	±	0,03	-0,14	±	0,03	-0,14	±	0,03
N2O na esterqueira (kg)	-0,01	±	0,00	-0,01	±	0,00	-0,01	±	0,00	-0,01	±	0,00	-0,01	±	0,00
Fertirrigação - motor de combustão															
CO2 na combustão (kg)	0,61	±	0,24		-			-			-			-	
CO na combustão (kg)	8,85E-04	±	3,57E-04		-			-			-			-	
NOx na combustão (kg)	2,23E-03	±	8,98E-04		-			-			-			-	
SO2 na combustão (kg)	2,09E-03	±	8,42E-04		-			-			-			-	
N2O na combustão (kg)	2,23E-03	±	8,98E-04		-			-			-			-	
Secagem															

NH3 na secagem (kg)	-		0,01	±	0,00		-			-			-	
CO2 na secagem (kg)	-		2,33	±	2,19	1,77	±	1,88	0,85	±	0,90	0,85	±	0,90
CO na secagem (kg)	-		0,03	±	0,01	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
NOx na secagem (kg)	-		0,01	±	0,004	0,00	±	0,000	0,00	±	0,000	0,00	±	0,000
SO2 na secagem (kg)	-		0,01	±	0,01	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
N2O na secagem (kg)	-		1,33E-03	±	6,02E-04	3,90E-05	±	4,15E-05	2,54E-05	±	2,70E-05	2,54E-05	±	2,70E-05
Precipitação de CaP														
NH3 no módulo P (kg)	-		0,05	±	0,04	2,60E-03	±	2,54E-03	0,05	±	0,04		-	
Módulo N														
CO2 no módulo N (kg)	-		46,30	±	5,40	46,30	±	5,40	46,30	±	5,40		-	
CH4 no módulo N (kg)	-		0,05	±	0,04	0,05	±	0,04	0,05	±	0,04		-	
NH3 no módulo N (kg)	-		3,91E-04	±	3,09E-04	2,06E-04	±	4,94E-05	3,91E-04	±	3,09E-04		-	
N2O no módulo N (kg)			2,90E-03	±	9,90E-04	2,00E-03	±	9,60E-04	2,60E-03	±	2,20E-03		-	
AAS														
CO2 no AAS (kg)	-			-			-			-		0,46	±	0,34

Saídas (emissões para água e solo)	**BLS (média ± s.d.)**			**S1 (média ± s.d.)**			**S2.1 (média ± s.d.)**			**S2.2 (média ± s.d.)**			**S3 (média ± s.d.)**		
Aplicação Agricola															
NO-3 lixiviado (kg)	0,46	±	0,24	0,62	±	0,51	0,03	±	0,02		-		0,91	±	0,48
P lixiviado (kg)	0,013	±	0,013	0,021	±	0,035	1,85E-04	±	2,72E-04	0,003	±	0,010	0,003	±	0,010
NO-2 lixiviado(kg)	6,95E-03	±	3,60E-03	3,62E-04	±	2,98E-04	1,85E-04	±	2,72E-04		-		0	±	0
Cu na aplicação agrícola (g)	9,0	±	0	9,0	±	0	9,0	±	0	9,0	±	0	9,0	±	0
Zn na aplicação agrícolan (g)	63,6	±	0	63,6	±	0	63,6	±	0	63,6	±	0	63,6	±	0
Al na aplicação agrícolan (g)	113	±	0	113	±	0	113	±	0	113	±	0	113	±	0
Cd na aplicação agrícolan (g)	8,9	±	0	8,9	±	0	8,9	±	0	8,9	±	0	8,9	±	0
Cr na aplicação agrícolan (g)	346	±	0	346	±	0	346	±	0	346	±	0	346	±	0
Pb na aplicação agrícolan (g)	6,7	±	0	6,7	±	0	6,7	±	0	6,7	±	0	6,7	±	0
Água de reuso															
NH3 para o rio (kg)		-		0,02	±	0,01	0,01	±	0,01	0,01	±	0,01	0,18	±	0,13
NO-2 para o rio (g)		-		5,90	±	9,60	3,10	±	5,39	4,02	±	6,74	0,00	±	0,00
NO-3 para o rio (g)		-		239,34	±	115,58	125,88	±	98,22	163,16	±	103,02	0,00	±	0,00
DBO para o rio (g)		-		0,25	±	0,32	0,41	±	0,32	0,41	±	0,32	0,10	±	0,08
DQO para o rio (g)		-		0,43	±	0,54	0,70	±	0,54	0,70	±	0,54	0,18	±	0,14
P para o rio (g)		-		0,01	±	0,04	0,05	±	0,07	0,05	±	0,07	0,00	±	0,00

Nota: O símbolo "–" indica que o fluxo correspondente não se aplica ao cenário avaliado. Os cenários considerados foram definidos como: cenário base com fertirrigação (BLS); planta de biometano com produção de fertilizante organomineral integrada ao sistema SISTRATES® (S1); planta de biometano com precipitação de estruvita integrada ao sistema SISTRATES® (S2.1); planta de biometano com precipitação de fosfato de cálcio integrada ao sistema SISTRATES® (S2.2); e planta de biometano com precipitação de fosfato de cálcio integrada ao sistema de air stripping de amônia (AAS) (S3).
Fonte: Os Autores (2026).

7.2.5 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

A etapa de AICV teve como objetivo converter os fluxos de massa e energia do inventário em categorias de impacto ambiental, permitindo a quantificação dos

potenciais impactos e benefícios associados aos diferentes cenários avaliados, bem como sua comparação sistemática. Para essa finalidade, foi adotado o método ReCiPe Midpoint (H) 2016, amplamente empregado em estudos de ACV por fornecer uma caracterização robusta dos impactos ambientais em nível intermediário (*midpoint*), reduzindo incertezas associadas a métodos de nível final – *endpoint* (Huijbregts *et al.*, 2017; Hollas *et al.*, 2023)

Para tanto, foram selecionadas seis categorias de impacto considerando as questões ambientais mais urgentes no contexto da pecuária brasileira em consonância com estudos recentes aplicados ao setor agropecuário (Hollas *et al.*, 2022), incluindo: (i) Aquecimento global (kg CO_2 eq); (ii) Eutrofização de água doce (kg P eq); (iii) Acidificação terrestre (kg SO_2 eq); (iv) Formação de ozônio em ecossistemas terrestres (kg NO_x eq); (v) Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DCB eq); (vi) Ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DCB eq).

A interpretação dos resultados seguiu as diretrizes metodológicas propostas por Zampori *et al*. (2016), as quais fornecem critérios consistentes para a análise comparativa de cenários, identificação de pontos críticos ambientais e suporte à tomada de decisão. Esse arcabouço tem sido amplamente utilizado em estudos recentes de ACV aplicados a sistemas agroindustriais, contribuindo para uma comunicação clara e tecnicamente robusta dos resultados (Corbala-Robles *et al.,* 2018).

7.2.6 Análise de incerteza

A interpretação dos resultados da ACV também se apoiou na análise de incerteza, a qual permitiu quantificar a variabilidade dos resultados e aumentar a robustez das comparações entre os cenários avaliados. Para esse fim, a qualidade dos dados foi qualificada por meio da matriz de pedigree disponibilizada pela base de dados da Ecoinvent (2021) e implementada no software SimaPro, conforme proposto por Ciroth *et al*., 2016). Os escore atribuídos às dimensões de confiabilidade, completude, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica são apresentados no Material Suplementar (Tabelas 26S–28S). Com base nessa avaliação, foi realizada uma simulação de Monte Carlo com 10.000 iterações, adotando-se um intervalo de confiança de 95% para os resultados das categorias de impacto.

Adicionalmente, os resultados das simulações foram submetidos a testes estatísticos baseados no procedimento de teste de significância da hipótese nula modificado ("*null hypothesis significance testing* modificado" – NHST modificado), conforme proposto por Heijungs *et al.* (2016) e aplicado ao contexto de ACV por Mendoza Beltran *et al*. (2018). Essa abordagem combina testes de significância estatística com medidas de tamanho de efeito – como o Coeficiente d de Cohen –, permitindo identificar diferenças entre cenários que sejam estatisticamente significativas e ambientalmente relevantes. Para complementar a interpretação comparativa, os resultados médios das simulações foram agrupados por meio do Teste de Tukey, adotando-se um nível de significância de 5% ($p< 0,05$).

De forma análoga à avaliação ambiental, a análise econômica foi conduzida por meio de simulação de Monte Carlo. Os principais parâmetros econômicos do modelo, incluindo custos de capital (CAPEX), custos operacionais (OPEX), custos de transporte e receitas, foram tratados como variáveis aleatórias, sendo as simulações realizadas com 10.000 iterações, o que permitiu a obtenção de distribuições de probabilidade e intervalos de confiança para os indicadores econômicos avaliados.

7.2.7 Análise econômica

A análise econômica foi conduzida em caráter prospectivo, com base em métricas de desempenho econômico, como valor presente líquido (VPL), período de retorno (PBP), taxa interna de retorno (TIR) e retorno sobre o investimento (ROI), calculados conforme discutido por Fernandez-Lopez *et al*. (2015) e Ayodele *et al*. (2018).

Esses indicadores foram empregados para comparar o desempenho econômico relativo dos diferentes cenários avaliados, a partir das distribuições de probabilidade obtidas por simulação de Monte Carlo. Nesse contexto, foram estimadas as probabilidades associadas a critérios de decisão econômica, incluindo $P(PBD\leq 3 \text{ anos})$, $P(VPL> 0)$, $P(TIR> TMA)$ e $P(ROI> 50\%)$.

O limiar de três anos para o período de retorno foi adotado como um critério conservador de atratividade econômica, considerando que estudos de sistemas de digestão anaeróbia reportam períodos típicos de retorno da ordem de aproximadamente cinco anos (Ayodele *et al.,* 2018). Essa abordagem permite quantificar explicitamente o risco econômico associado a cada cenário, fornecendo

uma interpretação mais robusta da atratividade financeira ao considerar simultaneamente as incertezas nos custos, receitas e parâmetros operacionais.

7.2.8 Coleta e tratamento dos dados econômicos

Os preços de mercado dos principais insumos e produtos considerados no modelo econômico foram definidos com base em dados de mercado, relatórios institucionais e cotações junto a fornecedores especializados. Estes incluem receitas associadas ao gás natural, fertilizantes minerais, organominerais e compostos orgânicos, bem como custos relacionados à mão de obra, energia elétrica, combustíveis e reagentes químicos. Esses valores, bem como os parâmetros de distribuição adotados para representar sua variabilidade, estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 6. Valores de mercado e parâmetros de incerteza dos insumos e produtos considerados na análise econômica.

	Valores (USD)	Parametros de distribuição				Unidade	Referências
		min	max	SD	Distribuição		
Operador da planta	2.777,78	1.851,85	3.703,70	925,93	Triangular	ano	Granja Kist e Froelich (RS, 2025); Frimato (PR, 2025), Biokholer (PR, 2025); MWM (PR, 2025); Ekodata (SC, 2025)
Elétrica energia	0,13	0,10	0,14	0,02	Lognormal	kWh	ANEEL (2025)
Cálcio hidróxido	0,12	0,1	0,18	4%	Lognormal	kg	Quoted with company (Químicala); Business analyt IQ (2025)
hidratada ($Ca(OH)_2$)	0,17	0,11	0,27	0,06	Lognormal	kg	quoted with company Hydra; Business analyt IQ (2025)
Sulfúrico ácido (H_2SO_4; 98 %)	0,20	-	-	0,05	Lognormal	kg	quoted with company (gotaquimica); Business analyt IQ (2025)
Gás natural	0,78	0,56	0,95	0,15	Lognormal	m^3	Fonte: Thomson Reuters Datastream; The Wall Street Journal; World Bank.
Estruvita (100%)	499,19	248,46	955,00	114,70	Lognormal	kg	Zhang et al. (2019)
Composto orgânico	120,00	169,83	183,60	33,46	Lognormal	ton	Quoted with company (Piratuba Fértil)
Organomineral	462,96	462,96	800,00	327,36	Lognormal	ton	Quoted with company (Piratuba Fértil)
Fosfato de cácil	683	129,63	925,93	324,26	Lognormal	ton	Quoted with company (Blue Gold)
Sulfato de amônio (21% N)	230	150	330	90,18	Lognormal	ton	Business analyt IQ (2025)
Fertilizante nitrogenado (ureia 45% N)	447,48	245	925	184,14	Lognormal	ton	Fertilizer Week; Fertilizer International; World Bank.
Fertilizante fosfatado (TSP 43% P2O5)	531,19	282,50	856,00	128,70	Lognormal	ton	Fertilizer Week; Fertilizer International; World Bank.
Fertilizante potássico (KCl 60% K)	412,28	202,50	1202,00	268,67	Lognormal	ton	Fertilizer Week; Fertilizer International; World Bank.

Nota: A coluna “valores” correspondem às médias praticadas nos últimos cinco anos. *SD* refere-se ao desvio padrão, enquanto *min* e *max* indicam, respectivamente, os valores mínimo e máximo observados no período. Todos os valores estão expressos em dólares americanos (USD). TSP refere-se ao superfosfato triplo. Informações obtidas por meio de consulta técnica direta a fornecedores e distribuidores do setor químico e de insumos agrícolas, incluindo Químicala (2025), Casa dos Químicos (2025), Agro2business (2025), BCLAB (2025), Calhidra (2025), Gota Química (2025), Marques Maravalhas (2025), Piratuba Fértil (2025) e Blue Gold (2025). Os dados referem-se a cotações

comerciais e parâmetros técnicos disponibilizados por comunicação direta e/ou documentos internos não publicados.
Fonte: Os Autores (2026).

De maneira complementar, os custos de capital (CAPEX) e os custos operacionais (OPEX) associados a cada componente tecnológico dos cenários avaliados foram estimados a partir de dados de literatura, relatórios técnicos e informações de fornecedores. Os componentes considerados incluem reator anaeróbio, unidades de purificação do biogás (*upgrading*), módulos de separação sólido-líquido, tanques de decantação, prensas, secadores, módulos de recuperação de nutrientes (N-Module e P-Module) e sistemas auxiliares. O intervalo de valores adotado, bem como os parâmetros de distribuição de incerteza associados a cada componente, encontra-se detalhados na Tabela 8, enquanto as demais informações e pressupostos do inventário econômico são apresentados no Material Suplementar (Tabelas S.X–S.Y).

Tabela 7. Inventário de custos de capital (CAPEX), custos operacionais (OPEX), custo de transporte e parâmetros de distribuição estatística dos componentes tecnológicos avaliados.

Cenários	Componentes	Parâmetros	Valor (USD)	Parâmetros de distribuição				Referências
				mín	máx	SD	Distribution	
BL	BLC[(i)]	CAPEX (USD)	203.628,93	144.512,43	274.047,79	63.901,11	Triangular	Vaz et al. (2025); Hollas et al. (2023); Granja Kist e Froelich (RS, 2025); I17 (2022)
		OPEX (USD y^{-1})	18.159,03	12.908,81	27.662,21	8.245,08	Triangular	
	Upgrading[(i)]	CAPEX (USD)	275.833,11	52.967,30	428.211,45	110.318,96	Lognormal	Sánchez-Martín et al. (2023); I17 (2022)
		OPEX (USD y^{-1})	51.298,85	23.541,64	102.767,68	38.932,34	Triangular	
	Fertigation	Custo de transporte (USD m^{-3})	2,00	1,00	5,50	1,70	Triangular	Frimato (2025); Biokholer (2025); MWM (2025)
S1	Tanque de sedimentação e prensa de parafuso[(ii)]	CAPEX (USD)	31.178,76	31.178,76	94.689,58	27.195,26	Triangular	Herbes et al. (2020); IEA Bioenergy (2015); Carraro et al. (2024); Suppliers - Screw press (2025); Holas et al. (2023)
		OPEX (USD m^{-3} y^{-1})	0,08	0,06	0,10	0,02	Triangular	
	Módulo N (SISTRATES)	CAPEX (USD)	340.111,03	254.748,76	282.648,98	-	Triangular	Hollas et al. (2023); Candido et al. (2022); Ekodata (2025)
		$OPEX_F$ ($USD\ kg_N^{-1}\ y^{-1}$)	46,5	42,6	51,6	-	Triangular	
		$OPEX_V$ (kWh y^{-1})	25.877,20	23.706,57	28.711,29	-	Triangular	
	Módulo P[(iii)] (SISTRATES)	CAPEX (USD)	89.101,85	81.254,94	126.012,33	16.519,49	Triangular	Shafaghat et al. (2025); Hollas et al. (2023); Ekodata (2025); eq (9S)
		$OPEX_V$ (USD y^{-1})	19.594,67	13.395,23	62897,5952	26969,30703	Lognormal	
		$OPEX_F$ (USD y^{-1})	6.460,53	5.225,43	7.410,61	847,65	Triangular	Ekodata (2025) e eletricidade da tabela 7
	Secador por correia	CAPEX (USD)	724.692,76	457.613,39	943.785,46	200.536,33	Lognormal	Bolzonella et al. (2018); AMPC (2018); Herbes et al. (2020); West-Haven-
		OPEX (USD m^{-3} y^{-1})	3,63	0,55	4,98	2,07	Triangular	

								Biosolids-Study (2023); Rehl T, Müller (2011)
	Fertilizante mineral adicionado	$OPEX_{AS}$ (USD m_{SWM}^{-3})	138.411,14	90.268,13	198.589,89	54.272,21	Lognormal	Eq. (28S) and Table 26S-28S
		$OPEX_{TSP}$ (USD m_{SWM}^{-3})	325.065,09	172.877,67	523.834,64	78.758,78	Lognormal	Eq. (29S) and Table 26S-28S
		$OPEX_{KCl}$ (USD m_{SWM}^{-3})	144.629,32	71.037,73	421.665,96	94.250,41	Lognormal	Eq. (30S) and Table 226S-28S
S2.1	CSTR[iv]	CAPEX (USD)	456.652,93	233.571,42	615.345,51	143.449,19	Lognormal	Sánchez-Martín et al. (2023); Hollas et al. (2023); BIP (2023); Penn State Extension (2025); Biokholer (PR, 2025)
		OPEX (USD y^{-1})	32.887,12	13.906,08	72.283,78	23.925,95	Lognormal	
	Sistema de acidificação[v]	CAPEX (USD)	39.980,89	29.648,54	139.067,62	-	Triangular	Vrieze et al. (2019); Daumer et al. (2010); Dobrachinski et al. (2026) Dados não publicados.
		$OPEX_F$ (USD y^{-1})	11.760,09	10.787,45	12.888,90	2.983,22	Lognormal	
		$OPEX_V$ (USD y^{-1})	47.316,40	42.105,71	52.527,08	5.210,69	Lognormal	Material suplementar
	Secador por correia[v]	CAPEX (USD)	550.563,04	357.041,00	702.063,01	137.654,69	Lognormal	Bolzonella et al. (2018); AMPC (2018); Herbes et al. (2020); West-Haven-Biosolids-Study (2023); Rehl T, Müller (2011)
		OPEX (USD y^{-1})	76.050,33	12.487,60	104.000,75	42.818,10	Lognormal	
	Precipitação de estruvita	CAPEX (USD)	596.387,46	260.265,63	1.298.105,46	295.256,62	Lognormal	Peng et al. (2018); Shafaghat et al. (2024); Vrieze et al. (2019); AMPC (2018); Law and Pagilla (2018); Amini et al. (2017); Martín-Hernández et al. (2023); Min&Parck (2021); Sikosana et al. (2017); Vaneeckhaute et al. (2017); Kok et al. (2018); Sampat et al. (2018)
		OPEX (USD y^{-1})	41.297,56	21.188,45	84.190,77	22.544,86	Lognormal	
	Módulo N (SISTRATES)	CAPEX (USD)	244.227,63	182.930,51	202.965,16	-	Triangular	Hollas et al. (2023); Candido et al. (2022); Ekodata (2025)
		$OPEX_F$ ($USD\ kg_N^{-1}\ y^{-1}$)	46,5	42,6	51,6	-	Triangular	
		$OPEX_V$ (kWh y^{-1})	16.123,22	14.770,77	17.889,04	-	Triangular	
S2.2	Precipitação de CaP	CAPEX (USD)	89.101,85	81.254,94	126.012,33	16.519,49	Triangular	Shafaghat et al. (2025); Hollas et al. (2023); Ekodata (2025)
		$OPEX_F$ (USD y^{-1})	19.594,67	13.395,23	62.897,60	26.969,31	Lognormal	
		$OPEX_V$ (USD y^{-1})	6.460,53	5.225,43	7.410,61	847,65	Triangular	Ekodata (2025)
	Módulo N (SISTRATES)	CAPEX (USD)	304.884,65	228.363,62	253.374,13	-	Triangular	Hollas et al. (2023); Candido et al. (2022); Ekodata (2025)
		$OPEX_F$ ($USD\ kg_N^{-1}\ y^{-1}$)	46,5	42,6	51,6	-	Triangular	
		$OPEX_V$ (kWh y^{-1})	22.135,09	20.278,36	24.559,34	-	Triangular	
S3	AAS	CAPEX (USD)	2.148.759,60	298.603,11	5.061.865,08	1.783.969,90	Lognormal	Bolzonella et al., (2018) corrigido por Shafaghat et al. (2025); Brienza et al. 2023; Herbes et al. (2020); Vaneeckhaute et al. (2017); Rizzioli et al. (2023); Shafaghat et al. (2025); Kar et al. (2023);
		OPEX (USD y^{-1})	1.047.835,03	640.794,00	1.679.513,67	496.622,98	Triangular	

Nota: Os sobrescritos *(i)–(v)* indicam componentes tecnológicos cujos intervalos de valores e parâmetros de distribuição são idênticos quando aplicados a diferentes cenários, conforme descrito a seguir: *(i)* aplicável a todos os cenários avaliados; *(ii)* aplicável aos cenários S1, S2.1, S2.2 e S3; *(iii)* aplicável aos cenários S1, S2.1 e S2.2; *(iv)* aplicável aos cenários S2.1, S2.2 e S3; *(v)* aplicável aos cenários S2.1, S2.2 e S3. Os sobrescritos AS, TSP e KCl nos termos de OPEX referem-se, respectivamente, aos fertilizantes sulfato de amônio, superfosfato triplo e cloreto de potássio. As siglas utilizadas correspondem a: BLC, biodigestor do tipo *lagoa coberta*; CSTR reator tipo mistura completa (do ingles *continuous stirred tank reactor)*; CaP, precipitação de fosfato de cálcio; AAS referente ao processo de recuperação de amina (*ammonia air Stripping)*. A coluna "Valor" corresponde às médias dos preços compilados. SD refere-se ao desvio padrão, enquanto min e max indicam, respectivamente, os valores mínimo e máximo observados na revisão. Todos os valores estão expressos em dólares americanos (USD). Dados primários obtidos por meio de consulta direta a operadores de plantas de biogás em operação no Brasil, incluindo EKODATA (2025), MWM – unidade PR (2025), BIOKÖHLER – unidade PR (2025), Granja Kist e Froelich (RS, 2025) e FRIMATO – unidade RS (2025). As informações referem-se a parâmetros operacionais e econômicos coletados mediante comunicação direta e acesso a documentos técnicos internos não publicados, utilizados exclusivamente para fins acadêmicos.
Fonte: Os Autores (2026).

7.2.9 Indicadores de viabilidade econômica

Os indicadores de viabilidade econômica foram calculados considerando uma vida útil de 20 anos, incorporando explicitamente parâmetros financeiros (efeitos de inflação e taxa de desconto) compatíveis com o contexto brasileiro. Nesse sentido, foi adotada uma inflação média anual de 4,5%, com base no IPCA, uma taxa de desconto nominal de 15% aplicada no ano de 2025 (BNDES, 2025), o que reflete em uma taxa de desconto real de 10%, obtida a partir da relação de Fisher. Esses parâmetros foram mantidos constantes para todos os cenários avaliados, de modo que as diferenças observadas nos indicadores econômicos possam ser atribuídas exclusivamente às variações tecnológicas e operacionais entre as rotas de valoração do digestato, em linha com abordagens adotadas em análises tecno-econômicas de sistemas energéticos de longo prazo (Ayodele *et al.*, 2018).

A partir desse enquadramento, o VPL foi obtido ao descontar, a uma taxa de juros apropriada, as futuras entradas e saídas de caixa ao longo da vida útil do projeto, de forma a trazê-las ao valor presente correspondente. Desse modo, um VPL positivo indica que o projeto prospectivo é economicamente atrativo, enquanto um VPL negativo sugere a rejeição do projeto, pois é provável que os fluxos de caixa também sejam negativos. É possível calcular esse indicativo por meio das Equações 1, 1.1 e 1.2.

$$VPL_i = \sum_{n=0}^{N} \frac{F_n}{(1+d)^n} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

$$VPL_i = F_0 + \frac{F_1}{(1+d)^1} + \frac{F_2}{(1+d)^2} + \cdots + \frac{F_N}{(1+d)^N} \quad \text{(Eq. 1.1)}$$

$$F_0 = C_{inv}\ (Custo\ de\ implantação\ inicial) \quad \text{(Eq. 1.2)}$$

Onde: "F_n" é a diferença entre as receitas e os custos líquido (fluxo de caixa) indo do ano zero ($n = 0$) até o número total de anos em estudo (N), "d" é a taxa de desconto.

O período de retorno (*payback*), representa o período (em anos) após o qual um investimento se torna lucrativo, logo, deve ser o menor possível. Este foi determinado usando a formulação do *payback* descontado (PBD), que leva em consideração os custos (C_n) e fluxos de caixa (F_n) trazidos para o VPL, conforme a Equação 2.

$$PBD = \frac{\sum_{n=0}^{N} \frac{C_n}{(1+d)^n}}{\sum_{n=0}^{N} \frac{F_n}{(1+d)^n}} \quad \text{(Eq. 2)}$$

Por fim, para que um projeto seja considerado viável financeiramente, a taxa interna de retorno (TIR) não deve ser menor ou igual à taxa de desconto (d) considerada. A TIR é uma taxa de desconto nominal que quando aplicada ao fluxo de caixa de um projeto, torna o VPL de todos esses fluxos igual a zero, como mostrado na Equação 3. Isso faz com que os valores das despesas, trazidos ao valor atual, sejam iguais aos valores dos retornos do investimento, também trazidos para o valor presente.

Nota-se que o valor da TIR não pode ser obtido analiticamente, requerendo um processo interativo, devendo utilizar software para avaliar essa relação. Nesse sentido, vale salientar que todas as análises econômicas serão desenvolvidas utilizando o software Microsoft Excel, o que possibilita uma modelagem matemática simples, rápida e acessível.

$$VPL_i = \sum_{n=0}^{N} \frac{F_n}{(1+TIR)^n} = 0 \quad \text{(Eq. 3)}$$

Por fim, o Retorno sobre o Investimento (ROI) foi empregado como indicador complementar a TIR. O ROI expressa a relação entre o lucro líquido acumulado ao longo da vida útil do projeto e o capital total investido, permitindo uma comparação direta da rentabilidade entre alternativas tecnológicas com diferentes níveis de investimento inicial. O ROI foi calculado conforme a Equação 4)

$$\mathrm{ROI} = \frac{\sum_{n=1}^{N} F_n}{C_{\mathrm{inv}}} \qquad (\mathrm{Eq.}\ 4)$$

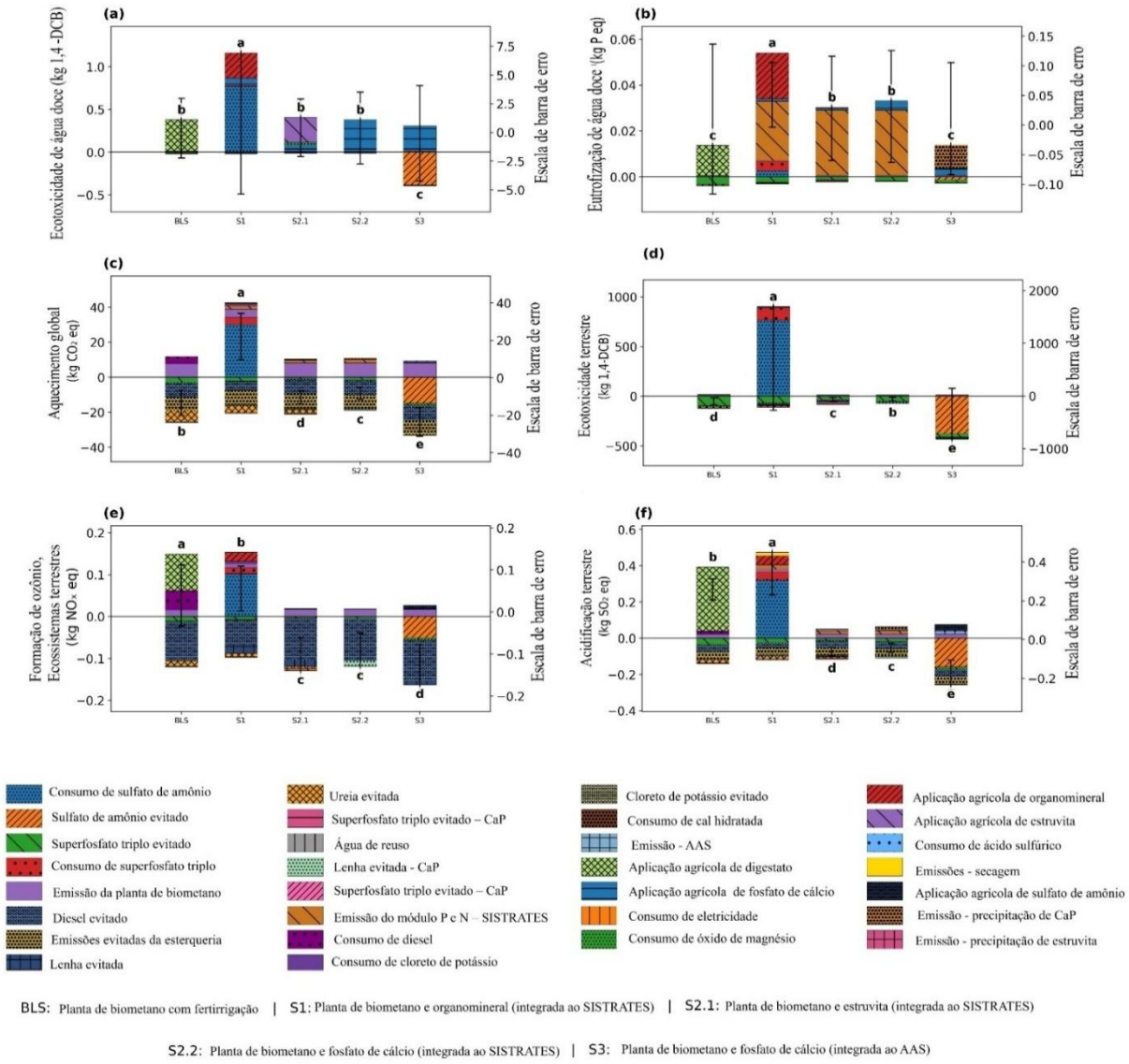
Onde: $\sum_{n=1}^{N} F_n$representa o fluxo de caixa líquido acumulado ao longo do horizonte de análise N, e C_{inv}corresponde ao custo de investimento inicial (CAPEX) do projeto.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.3.1 Avaliação ambiental dos cenários em estudo

A avaliação da viabilidade ambiental foi realizada a partir de uma comparação integrada das diferenças estatísticas entre os cenários, obtidas por meio da análise de incerteza, e a análise de contribuição dos principais fluxos de inventário em cada categoria de impacto ambiental, conforme apresentado na Figura 9.

Figura 9. Comparação estatística (p< 0,05) e análise de contribuição dos processos nas categorias de impacto avaliadas.



Fonte: Os Autores (2026).

Nessa representação, valores negativos indicam benefícios ambientais, enquanto valores positivos representam impactos ambientais. As letras sobrescritas indicam os agrupamentos estatísticos obtidos pelo teste de Tukey (p< 0,05), em que letras iguais aponta que não houve diferença significativamente relevante e letras distintas indicam que houve essa diferença relevante entre os cenários, sendo que a ordem alfabética reflete a hierarquização das médias, com “a” associado ao maior valor e letras subsequentes a valores progressivamente menores.

Além disso, as barras empilhadas permitem identificar os pontos críticos ambientais dominantes em cada cenário, enquanto as barras de erro refletem a variabilidade dos resultados associada à análise de incerteza, com escala indicada no

eixo secundário de cada gráfico. Assim, a combinação entre a análise estatística e os gráficos de barras empilhadas permitiu não apenas hierarquizar o desempenho ambiental dos cenários, mas também identificar as principais fontes de dano ou benefício.

7.3.2 Cenário linha de base (BLS) e planta de biometano

O BLS, representativo da DA integrada à fertirrigação direta, apresentou impactos ambientais elevados que superam os créditos associados à substituição de fertilizantes minerais e do diesel, especialmente nas categorias de acidificação terrestre (0,26 kg $\mathrm{SO}_{2_{eq}}$), eutrofização de água doce (0,01 kg P_{eq}) e ecossistemas terrestres (0,04 kg $\mathrm{NOx_{eq}}$). A análise de contribuição indica que esses impactos estão diretamente associados à aplicação agrícola do digestato, responsável por aproximadamente 66%, 74% e 32,3% dos impactos totais nessas categorias, respectivamente.

O transporte do digestato também exerceu contribuição relevante no desempenho ambiental do BLS, sendo responsável por 34,5% dos impactos em ecossistemas terrestres e 10,5% em aquecimento global, o que evidencia a dependência desse cenário em relação às condições logísticas adotadas. Embora esses resultados tenham sido obtidos para uma distância de transporte curta, eles são altamente sensíveis a esse parâmetro. Nesse sentido, Duan et al. (2020) por meio de uma análise de sensibilidade demonstraram que aumentos na distância de transporte podem ampliar substancialmente os impactos ambientais, com efeito particularmente pronunciado em aquecimento global e extensível às demais categorias.

Dessa forma, o BLS cumpre o papel de referência metodológica do estudo ao representar a prática convencional de manejo do digestato, a qual limita o desempenho ambiental das plantas de DA como alternativa sustentável (Peng; Pivato, 2019; Herbes *et al.*, 2020), e evidencia que estratégias de valoração devem, no mínimo, superar esses gargalos para serem consideradas ambientalmente eficazes.

A Figura 9 mostra que, neste estudo, os efeitos associados às tecnologias de recuperação de nutrientes foram mais pronunciados do que aqueles decorrentes das diferenças estruturais na configuração da planta de biometano. No que se refere especificamente a essas diferenças estruturais, a comparação entre o BLS, baseados

exclusivamente em biodigestores do tipo lagoa coberta (BLC), e aqueles que integram BLC e CSTR (S2.1, S2.2 e S3) indica que a adoção da configuração integrada promove ganhos ambientais modestos, da ordem de 5% na substituição do diesel, particularmente nas categorias de aquecimento global e ecossistemas terrestres. Esses resultados estão em consonância com os achados de Tápparo *et al.* (2021), que demonstraram que a separação sólido-líquido prévia à digestão, com direcionamento da fração líquida para biodigestores do tipo BLC e da fração sólida para CSTR, aumenta a eficiência global de recuperação energética.

Ainda assim, quando comparado aos cenários integrados (S2.1, S2.2 e S3), o cenário S1, que utiliza apenas o BLC para a fração líquida, apresentou uma redução de aproximadamente 67% nos ganhos ambientais nas categorias de aquecimento global e ecossistemas terrestres. Isso se deve a fração sólida não ser direcionada ao CSTR para produção adicional de biogás, sendo destinada à produção de organomineral, o que reduz o potencial de substituição energética do sistema e os potenciais ganhos nessas categorias.

7.3.3 Cenários S1 e S3

Entre os cenários avaliados, a planta considerada no cenário S1 apresentou o desempenho ambiental menos favorável, sendo estatisticamente inferior aos demais cenários em todas as categorias de impacto analisadas (Figura 9). Os danos mais significativos em relação à linha de base foram observados na categoria de aquecimento global (22kg $CO_{2_{eq}}$, com dano de 2,6 vezes maior que o BLS), em ecotoxicidade terrestre (793,3kg 1,4-DCB, 8,7 vezes maior que o valor de referência) e com o segundo pior desempenho na categoria de ecossistemas terrestres (0,06kg NOx_{eq}, cerca de 44% superior ao BLS).

Esse comportamento decorre do ajuste dos teores de NPK do organomineral, que exige a adição de sulfato de amônio, superfosfato triplo e cloreto de potássio. O consumo desses insumos domina o perfil ambiental do S1, gerando maiores encargos em todas as categorias avaliadas e superando os benefícios associados à substituição do diesel pelo biometano e aos créditos decorrentes dos teores de nutrientes presentes nos dejetos.

Entre os insumos utilizados na formulação do fertilizante organomineral, o SA se destaca como a fonte de dano mais relevante, uma vez que seu processo de produção industrial é intensivo em energia e está associado a emissões expressivas de GEE e compostos acidificantes. A rota sintética do SA baseia-se na reação da amônia, majoritariamente obtida via Processo Haber–Bosch, com ácido sulfúrico, cuja produção envolve etapas de oxidação do enxofre com emissões atmosféricas significativas (LI *et al*., 2024). Como consequência, o SA apresenta um perfil de impacto elevado em múltiplas categorias ambientais (Figura 9), além de contribuir, durante seu uso agrícola, para emissões de NH_3, N_2O e NO_3^-, ampliando as pressões sobre os ecossistemas.

Contudo, o uso do SA na produção de organominerais é estratégica e justificada por três fatores principais: a necessidade de suplementar o déficit de nitrogênio da fração sólida dos dejetos, de modo a atender às especificações agronômicas de NPK dos organominerais; sua capacidade de reduzir o pH dos dejetos durante o processo de secagem, contribuindo para a mitigação da volatilização de NH_3; e seu baixo custo relativo quando comparado a outras fontes nitrogenadas. Apesar dessas vantagens operacionais e econômicas, a análise de contribuição (Figura 9) evidencia que o consumo de SA em S1 responde por mais de 47,8% da carga total nas categorias de aquecimento global, 75,6% em ecotoxicidade terrestre, além de mais de 41% dos impactos associados aos ecossistemas terrestres e à acidificação terrestre.

Por outro lado, o cenário S3, que integra a planta de biometano ao sistema de precipitação de fosfato de cálcio (CaP) e à recuperação de amônia via *air stripping* (AAS), destacou-se como o de melhor desempenho ambiental, apresentando diferenças significativamente relevante em todas as categorias de impacto avaliadas (Figura 9). Esse resultado representa um contraste direto com o cenário S1 e reforça o papel central da gestão do nitrogênio no desempenho ambiental dos sistemas de valorização de resíduos.

Nesse arranjo, diferentemente do S1 no qual o consumo de SA sintético domina os danos ambientais, no S3 o sulfato de amônio recuperado converte esses potenciais impactos em um crédito ambiental, decorrente à substituição direta da produção industrial desse fertilizante. Como consequência, a análise de contribuição evidencia reduções expressivas nos impactos associados à acidificação terrestre (1,7 vezes em relação à linha de base, com contribuição do AS evitado de 47%), ecotoxicidade

terrestre (3 vezes, com contribuição do AS evitado de 74%) e aos ecossistemas terrestres (4,5 vezes, com contribuição do AS evitado de 26,6%). Adicionalmente, observam-se ganhos consistentes nas categorias relacionadas ao aquecimento global (-23,7 kg CO_2 eq, com contribuição do AS evitado de 35%).

Além disso, os créditos do S3, superam amplamente as fontes de dano associados ao consumo de energia elétrica e reagentes do processo de recuperação, indicando que os encargos do processo são ambientalmente marginais quando comparados aos benefícios de evitar a rota sintética do SA. Esse comportamento é coerente com estudos recentes que demonstram que o SA recuperado de águas residuárias apresenta um potencial de impacto ambiental substancialmente inferior ao SA produzido industrialmente, especialmente nas categorias de aquecimento global e acidificação, nas quais energia e ácido sulfúrico são os principais contribuintes da rota convencional (Kar *et al*., 2023; Gong *et al*., 2024)

A leitura integrada dos resultados de viabilidade ambiental obtidos para os cenários S1 e S3 indica que a maximização do desempenho ambiental não depende da eliminação da produção de organominerais, mas sim da origem do nitrogênio utilizado em sua formulação. Nesse sentido, a integração de plantas de produção de organominerais, responsáveis pela valorização da fração sólida dos dejetos, com o uso de sulfato de amônio recuperado da fração líquida via AAS, ou mesmo membranas, surge como uma estratégia promissora para maximizar os benefícios ambientais, ao substituir fertilizantes nitrogenados sintéticos por fontes recuperadas e atuar diretamente sobre a principal fonte de dano identificada.

7.3.4 Categoria de eutrofização de água doce

Independentemente da rota de valorização adotada, nenhum dos cenários avaliados apresentou desempenho ambiental favorável na categoria de eutrofização de água doce. Enquanto o cenário S3 apresentou o menor dano ambiental nessa categoria, sem diferença estatisticamente relevante com o BLS, os demais cenários apresentaram impactos superiores, com destaque para o S1 como o pior desempenho. Assim, embora as tecnologias de recuperação de nutrientes apresentem ganhos consistentes em outras categorias ambientais, a eutrofização permanece como um desafio estrutural não resolvido, indicando que estratégias futuras devem priorizar o aprimoramento dos processos de remoção e recuperação

de nitrogênio e fósforo, bem como o reuso de efluentes tratados, de modo a evitar seu lançamento em corpos hídricos e efetivamente mitigar esse impacto.

A análise de contribuição revela que esse comportamento é predominantemente determinado pelos processos de remoção do nitrogênio, em especial o módulo N (nitrificação e desnitrificação), que respondeu por aproximadamente entre 80% e 87% da carga total nos cenários S2.1 e S2.2. No cenário S1, os impactos distribuíram-se principalmente entre o módulo N (45%) e a aplicação agrícola do organomineral (35%), indicando que, além das transformações bioquímicas do nitrogênio, a aplicação do organomineral no solo constitui uma fonte de dano adicional relevante de espécies nitrogenadas e fósforo. Esses resultados refletem a elevada sensibilidade da categoria de eutrofização à formação e liberação de NO_3^-, NO_2^- e frações de fósforo solúveis, do módulo N e contido no organomineral (suscetíveis ao transporte por lixiviação ou escoamento superficial).

Uma estratégia promissora para mitigar os impactos associados à eutrofização consiste na reutilização da água tratada para atividades internas da suinocultura, como a limpeza das instalações, evitando seu descarte em corpos hídricos receptores e os potenciais impactos associados. Esse potencial já foi destacado por Hollas *et al.* (2023), que demonstraram que o reuso do efluente tratado no SISTRATES® reduz significativamente a pressão sobre os recursos hídricos e os impactos de eutrofização.

Evidências experimentais indicam que o efluente tratado nessas condições não apresenta biomarcadores como *Salmonella, E. coli* e *circovírus* suíno tipo 2, tornando-o apto ao reuso seguro em atividades internas (ViancelII *et al.*, 2015; Cândido *et al.*, 2022). A Irrigação também configura uma alternativa segura para a correta disposição do efluente final.

7.3.5 Cenários S2.1 e S2.2

Os cenários baseados na recuperação de fósforo via precipitação química (S2.1 – estruvita e S2.2 – fosfato de cálcio) apresentaram desempenho ambiental significativamente superior ao BLS em categorias-chave, como aquecimento global, acidificação terrestre e ecossistemas terrestres, sem diferenças estatisticamente relevantes na ecotoxicidade de água doce (Figura 9). Em relação à linha de base, a mitigação dos impactos decorre principalmente da substituição da aplicação direta do digestato por rotas direcionadas de recuperação de fósforo, evidenciando que essa

estratégia representa uma alternativa ambientalmente mais eficiente que a fertirrigação convencional, em consonância com os achados de Hollas *et al*. (2023) e com os resultados apresentados no Artigo I (Vaz *et al.,* 2026).

Na categoria de ecotoxicidade em água doce, os impactos observados para o BLS e para os cenários S2.1 e S2.2 não diferiram significativamente, uma vez que a aplicação agrícola foi dominante como a principal fonte de dano ambiental em todos os cenários avaliados, respondendo por mais de 90% da carga total no BLS e S2.2 e mais de 70% em S2.1. Essa contribuição mostrou-se ainda mais pronunciada no cenário S1 (0,29kg 1,4-DCB), no qual a intensificação do uso de insumos de fertilizantes químicos ampliou os danos nessa categoria.

Além disso, na categoria de ecotoxicidade em água doce, os impactos associados à aplicação agrícola da estruvita superaram aqueles atribuídos ao uso de magnésio utilizada no processo de precipitação. A literatura de ACV sobre recuperação de estruvita frequentemente identifica a produção de reagentes à base de magnésio como um dos principais hotspots ambientais, especialmente em categorias como aquecimento global e potencial de ecotoxicidade (Sena; Hicks, 2018).

Contudo, no presente estudo, a modelagem detalhada da fase de uso agrícola evidenciou que a liberação difusa de compostos potencialmente tóxicos no solo, constitui o principal ponto crítico ambiental da estruvita derivada de dejetos, superando o uso de reagentes químicos nessa categoria. Esse resultado indica que, quando a etapa de aplicação é incorporada ao escopo, a hierarquização dos pontos críticos ambientais pode se deslocar da etapa de precipitação química para a fase de uso no solo, revelando impactos que podem ser aprofundados em estudos futuros.

Ademais, tal comportamento está diretamente associado à elevada sensibilidade da ecotoxicidade em água doce à liberação difusa de compostos potencialmente tóxicos durante a aplicação no solo, incluindo metais traço e espécies nitrogenadas reativas, cujos fatores de caracterização amplificam o impacto mesmo diante de reduções relevantes no consumo de fertilizantes minerais (Mankong *et al*., 2024). Como consequência, os créditos ambientais obtidos pela substituição de ureia e superfosfato triplo foram insuficientes para compensar integralmente os impactos dominados pela etapa de aplicação agrícola nesta categoria.

A comparação direta entre as rotas de estruvita (S2.1) e fosfato de cálcio (S2.2) mostrou que não houve diferenças estatisticamente relevantes nas categorias de

ecotoxicidade de água doce, eutrofização de água doce e ecossistemas terrestres. Por outro lado, diferenças relevantes foram observadas em ecotoxicidade terrestre, acidificação terrestre e aquecimento global, nas quais o cenário de estruvita apresentou desempenho ambiental superior. Essas diferenças estão diretamente relacionadas aos créditos ambientais associados à substituição de fertilizantes nitrogenados, particularmente ureia no caso da estruvita. Esse efeito decorre do perfil ambiental da síntese de fertilizantes nitrogenados pela Rota Haber–Bosch, caracterizada por intenso consumo energético e emissões de CO_2 e N_2O, de modo que a substituição desse insumo se reflete de forma consistente nas categorias dominadas por energia e emissões reativas de nitrogênio (Ghavam *et al.*, 2021; Osorio-Tejada *et al.*, 2022)

De forma geral, os créditos associados à substituição do superfosfato triplo também desempenharam papel central na obtenção de benefícios ambientais líquidos nos cenários de precipitação química, superando os impactos relacionados ao uso de reagentes e resultando em um balanço ambiental favorável. Esse comportamento está associado ao perfil ambiental da produção convencional de fertilizantes fosfatados, que envolve emissões atmosféricas relevantes e a geração de resíduos sólidos com potencial ecotóxico (Ahmad *et al*., 2023; Wang *et al*., 2023). Assim, ao evitar parcialmente esses insumos, esses cenários apresentaram reduções consistentes nos impactos relacionados ao aquecimento global, à acidificação terrestre e à ecotoxicidade terrestre, reforçando a recuperação de fósforo como uma estratégia ambientalmente eficaz para aumentar a competitividade desses sistemas.

Todos esses resultados da ACV corroboram a perspectiva de Hosseinpour *et al*. (2017), segundo a qual a valorização de subprodutos e a redução da dependência de recursos naturais primários são fundamentais para sistemas produtivos mais resilientes, e reforçam a relevância da recuperação de fósforo frente ao esgotamento progressivo das reservas naturais e aos desafios de segurança alimentar, conforme discutido por Vaneeckhaute *et al*. (2017). Assim, a valorização integrada do digestato, combinando recuperação de nitrogênio e fósforo, emerge como uma estratégia ambientalmente eficaz e alinhada aos princípios da economia circular.

7.3.6 Avaliação econômica dos cenários em estudo

A Tabela 9 apresenta os resultados das métricas de viabilidade econômica obtidas para os cenários prospectivos avaliados, com base nas simulações de Monte Carlo com 10.000 interações. Como os parâmetros econômicos empregados refletem tecnologias de valorização de resíduos em diferentes estágios de maturidade tecnológica, sendo majoritariamente derivados da literatura, observa-se alta variabilidade inerente associada a CAPEX, OPEX e receitas. Nesse contexto, os resultados devem ser interpretados considerando não apenas valores médios, mas também os intervalos de confiança e as probabilidades associadas a cada indicador econômico. As diferenças entre os cenários são avaliadas por meio de inferência estatística, utilizando o teste de Tukey com agrupamento por letras de significância ($p \leq 0{,}05$), de modo a identificar contrastes estatisticamente relevantes entre as alternativas analisadas.

Tabela 8. Métricas de viabilidade econômica dos cenários avaliados, obtidas por simulação de Monte Carlo.

		BLS	**BLS.1**	**S1**	**S2.1**	**S2.2**	**S3**
PBD (anos)	Média	16,3**a**	3,7**c**	4,7**c**	17,5**a**	6,8**b**	17,8**a**
	Mediana	12,7	3,2	2,6	15,1	6,2	17,8
	Desv. P	11,5	2,3	6,2	9,6	3,0	-
	IC-2,5%	6,0	1,6	0,5	6,6	3,5	17,8
	IC-97,5%	30,2	9,0	22,4	43,0	14,1	17,8
	P(Não existir PBD)	99,9%	0,1%	29,5%	37,7%	0,2%	99,99%
	P(PBD<3 years)	0,0%	69,2%	39,2%	0,0%	0,6%	0,0%
VPL (USD)	Média	-3.222.020,5**e**	1.063.568,0**c**	3.089.265,1**a**	-113.740,0**d**	1.669.757,0**b**	-8.465.727,5**f**
	Mediana	-3.029.624,6	1.031.686,9	1.777.845,5	-108.807,9	1.638.406,8	-8.215.897,5
	Desv. P	1.423.184,6	448.630,5	5.682.308,2	774.151,1	741.801,3	2.513.696,8
	IC-2,5%	-6.473.833,5	264.748,9	-3.732.268,0	-1.675.421,0	283.176,7	-14.040.842,5
	IC-97,5%	-988.059,7	2.027.247,3	17.798.479,8	1.401.131,5	3.188.009,8	-4.358.363,2
	P(VPL>0)	0%	100%	68%	44%	99%	0%
TIR (%)	Média	-1%e	40%b	53%a	9%d	23%c	-9%f
	Mediana	-2%	38%	38%	9%	22%	-10%
	Desv. P	10%	14%	56%	5%	6%	7%
	IC-2,5%	-20%	16%	-8%	-1%	12%	-18%
	IC-97,5%	21%	72%	203%	20%	36%	5%
	P(TIR>TMA)	9%	100%	83%	44%	99%	3%
ROI (%)	Média	-57%**d**	97%**a**	42%**b**	-1%**c**	42%**b**	-53%**e**
	Mediana	-59%	92%	23%	-2%	40%	-54%
	Desv. P	13%	47%	76%	16%	21%	9%
	IC-2,5%	-78%	20%	-42%	-30%	6%	-68%
	IC-97,5%	-26%	201%	242%	34%	89%	-35%
	P(ROI>50%)	0%	85%	33%	0%	33%	0%

Valores expressos como média, mediana, desvio-padrão (Desv. P), intervalo de confiança de 95% (IC-2,5% e IC-97,5%) e probabilidades (P), obtidos por simulações de Monte Carlo. Letras sobrescritas associadas às médias indicam agrupamentos estatísticos pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$); médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, e a ordem alfabética reflete a hierarquia dos valores médios, do maior para o menor. Período de retorno do investimento (PBD); valor presente líquido (VPL); taxa interna de retorno (TIR); retorno sobre o investimento (ROI); taxa mínima de atratividade (TMA); dólares americanos USD. Cenários: planta de biometano com custos de fertirrigação (BLS); planta de biometano sem custos de fertirrigação (BLS.1); planta de biometano com produção de organomineral (S1); planta de biometano com recuperação de fósforo via estruvita (S2.1); planta de biometano com recuperação de fósforo via fosfato de cálcio (CaP) (S2.2); planta de biometano com CaP integrado à recuperação de nitrogênio por Amônia *air stripping* (AAS) (S3). Os cenários S1, S2.1 e S2.2 possuem os módulos de recuperação de fósforo (P) e remoção nitrogênio (N) do SISTRATES® integrados.
Fonte: Os Autores (2026).

7.3.7 Custo de transporte

Os indicadores econômicos da Tabela 9 convergem de forma consistente para a ausência de viabilidade econômica no cenário BLS. A simulação de Monte Carlo revelou períodos de retorno elevados e com 99,8% de probabilidade de inexistência, VPL sistematicamente negativos com intervalo de -1 a -6,4 milhões de dólares, TIR inferiores à taxa mínima de atratividade (TMA) e retornos sobre o investimento predominantemente negativos, indicando que a receita associada à venda de biometano não é suficiente para compensar os custos totais da planta.

Esse desempenho desfavorável é fortemente condicionado aos custos logísticos de transporte do digestato, respondendo em média, por aproximadamente 86% dos custos anuas da planta (IC de $73 - 93\%$). Vale destacar que, nenhum dos cenários avaliados apresentaria viabilidade econômica se a planta assumir integralmente esse custo e por esse motivo consideramos a implantação do módulo P e N do SISTRATES® nos cenários S1, S2.1 e S2.2. Essa integração permitiu o tratamento completo do efluente líquido, viabilizando sua disposição final em corpo hídrico e eliminando os custos associados ao transporte e à aplicação agrícola do digestato.

Em contraste, ao considerar um cenário de base sem internalização do custo de transporte do digestato (BLS.1), no qual o custo logístico é transferido ao produtor rural ou subsidiado, haveria uma reversão completa do desempenho econômico, com período de retorno médio em torno de $3,7 \pm 2,3$ anos e probabilidade de 69% de se pagar em 3 anos, VPL médio da ordem de $1,01 \pm 0,45$ milhão de USD (100% de probabilidade de VPL>0), TIR próxima de $40 \pm 14\%$ (100% de probabilidade de TIR>TMA) e 85% de probabilidade do ROI ser superior a 50%. Esses achados

reforçam que o principal fator limitante da viabilidade econômica das plantas de biogás não reside na eficiência do processo de DA ou pela comercialização do biometano/eletricidade em si, mas no modelo de gestão do digestato.

A internalização dos custos logísticos transforma o efluente final em um passivo econômico dominante, que inviabilizaria todos os cenários avaliados. Esse resultado reforça a tese central deste estudo de que o manejo do digestato, condicionado pela ausência de percepção de valor de mercado (Miele *et al*., 2015; Riding *et al*., 2015), pela falta de subsídio, por lacunas regulatórias e políticas públicas (Herbes *et al*., 2020), constitui o principal gargalo estrutural das plantas de DA, tornando indispensável a adoção de rotas de valorização capazes de mitigar ou redistribuir os custos de transporte (Barampouti *et al*., 2020; Kunz *et al*., 2022).

Em termos estruturais, esse gargalo econômico associado ao transporte do digestato também pode amplificar riscos ambientais quando o manejo passa a ser ditado pelas condições logísticas de minimização de custos e não por critérios agronômicos ou de capacidade de suporte do solo (Nowak; Czekała, 2024). Nesse sentido, quanto maior a distância entre a planta e as áreas agrícolas receptoras, menor a viabilidade econômica, o que induz à aplicação concentrada em áreas próximas à unidade de DA. Esse efeito tende a gerar acúmulo progressivo de nutrientes no solo, elevando riscos de saturação, perdas difusas de nitrogênio e fósforo e impactos cumulativos como eutrofização e emissões atmosféricas de NH_3 e N_2O (Nagarajan *et al.*, 2019; Singh *et al.*, 2022).

7.3.8 Cenários S1 e S3

Os resultados apresentados na Tabela 9, particularmente para os cenários S1 e S3, evidenciam de forma clara o contraste entre desempenho econômico e ambiental, no qual arranjos ambientalmente mais eficientes tendem a apresentar menor competitividade econômica. Nesse enquadramento, o S1 representa a alternativa de maior desempenho econômico associada ao pior desempenho ambiental, ao passo que o cenário S3 concentra os melhores resultados ambientais, porém associados a métricas econômicas menos favoráveis. Conforme discutido por Temizel-Sekeryan *et al*. (2021), esse comportamento é de natureza estrutural, uma vez que tecnologias avançadas de recuperação de nutrientes, como aquelas no cenário S3, demandam investimentos adicionais, maior consumo de reagentes e

elevada complexidade operacional, dificultando sua competitividade em mercados não regulados.

O cenário S1, baseado na produção de biometano a partir da fração líquida dos dejetos integrada à conversão da fração sólida em organomineral, apresentou valores de VPL positivos e estatisticamente superiores aos demais, além de se posicionar no grupo de maior atratividade econômica para TIR e ROI. A probabilidade de a TIR superar a TMA atingiu 68%, valor inferior ao observado para os cenários BLS.1 e S2.2, indicando um nível de risco mais elevado, porém ainda compatível com uma configuração economicamente robusta mesmo sob condições de incerteza. O desempenho favorável do S1 é impulsionado principalmente pela receita proveniente da comercialização do organomineral, que responde, em média, por aproximadamente 66 ± 14% da receita total, superando os créditos associados à venda de biometano (24 ± 10%) e ao fósforo recuperado via CaP no módulo P (10 ± 6%). Esse resultado indica que, no contexto analisado, a valorização dos nutrientes contidos nos resíduos tende a desempenhar papel mais relevante do que a conversão energética isolada.

Além disso, esses achados reforçam a tendência de uma mudança estrutural no modelo de negócio das plantas de DA, nas quais a recuperação e a comercialização de produtos fertilizantes passam a assumir protagonismo crescente. Tal configuração torna-se particularmente relevante diante do cenário de insuficiência da produção nacional de fertilizantes minerais, no qual a oferta interna não é capaz de atender à elevada demanda do mercado brasileiro, o que aumenta os preços e a dependência de insumos importados (ANDA, 2025; CRUZ et al., 2017).

O cenário S3, que integra rotas avançadas de recuperação de nutrientes (precipitação de fósforo e recuperação de nitrogênio por AAS), apresentou valores de VPL negativos (-4 a -14 milhões de dólares) e estatisticamente inferiores aos demais, com probabilidade praticamente nula de apresentar VPL positivo, além de se posicionar no grupo de menor atratividade para a taxa interna de retorno (TIR de -18 a 5%) e o retorno sobre o investimento (ROI de $-53 \pm 9\%$). A probabilidade de a TIR superar a taxa mínima de atratividade permaneceu residual (3%), indicando que, sob condições estritamente de mercado, o arranjo tecnológico do S3 não apresenta viabilidade econômica no horizonte analisado. Como discutido anteriormente, esse desempenho econômico desfavorável não decorre de ineficiência tecnológica, mas da maior intensidade de capital e operação associada à integração de múltiplos módulos

de recuperação de nutrientes, que implicam aumento significativo de CAPEX e OPEX e se traduz em métricas econômicas estatisticamente inferiores quando comparadas aos demais cenários.

Entretanto, a aparente desvantagem econômica do cenário S3 é interpretada com maior clareza quando contrastada com estudos que quantificam os custos ambientais associados às emissões de nitrogênio. Em seus estudos, Martín-Hernández *et al*. (2023) demonstram que tecnologias de recuperação de nitrogênio, como *air stripping* e sistemas baseados em membranas, apresentam custos da ordem de $3{,}4 - 10{,}4\ \mathrm{USD\ kg_{N\,recuperado}^{-1}}$, enquanto os danos ambientais associados à perda de nitrogênio para o meio ambiente são estimados entre $32 - 35\ \mathrm{USD\ kg_{N\,emitido}^{-1}}$.

Esses resultados indicam que, embora economicamente onerosas no curto prazo, tecnologias como as integradas no S3 e S2.1 podem ser justificadas sob uma perspectiva sistêmica, na qual os benefícios ambientais superam amplamente os custos diretos de recuperação. Portanto, com base no enquadramento conceitual proposto por Temizel-Sekeryan *et al.* (2021), o cenário S3 não deve ser interpretado apenas como economicamente ineficiente, mas sim como um sistema ambientalmente eficiente com alto custos associados à mitigação de impactos ambientais.

Assim, o desempenho econômico inferior do S3 não invalida sua relevância, mas evidencia a necessidade de mecanismos de incentivo, esforços contínuos de pesquisa e desenvolvimento, subsídios ou instrumentos regulatórios capazes de internalizar os benefícios ambientais associados à mitigação das emissões de nitrogênio, tornando tais sistemas competitivos em ambientes regulados ou orientados por políticas ambientais. Esse comportamento é consistente com trajetórias observadas em outras tecnologias emergentes, como a própria DA e os sistemas fotovoltaicos, nas quais reduções substanciais de custo foram alcançadas ao longo do tempo por meio de inovação e difusão tecnológica (Lai *et al*., 2017; Irena, 2024).

A extrapolação desses resultados para tecnologias emergentes de recuperação de nitrogênio por membranas reforça esse diagnóstico. Estudos recentes indicam que sistemas baseados em membranas apresentam custos ainda mais elevados do que tecnologias convencionais de AAS, refletindo tanto a elevada maturidade tecnológica requerida quanto os custos associados aos materiais e à operação (Monfet *et al.*, 2018; Barampouti *et al.*, 2020; Shafaghat *et al.*, 2024)

No entanto, evidências experimentais demonstram que a integração de membranas em reatores anaeróbios pode simultaneamente mitigar a toxicidade por amônia e aumentar a estabilidade e a eficiência do processo de DA, promovendo ganhos indiretos na produção de biometano e na robustez operacional do sistema (Silva *et al.*, 2025), além de viabilizar a recuperação do nitrogênio, na forma de SA, identificado no presente estudo como a principal fonte de dano ambiental na análise de ciclo de vida. Sob essa ótica, configurações como o S3 e S2.1 podem ser interpretadas como passos iniciais rumo a um conceito de biorrefinaria, no qual a recuperação integrada de energia e nutrientes visa maximizar o valor global dos resíduos, ainda que à custa de maior complexidade e custo no estágio atual de desenvolvimento tecnológico.

Portanto, em uma análise integrada desses dois cenários, observa-se que o S1, ao deslocar o centro de geração de receita da conversão energética para a comercialização de nutrientes estabilizados, tende a se consolidar como o arranjo de maior potencial econômico para a valorização da fração sólida dos resíduos em plantas de digestão anaeróbia. Essa configuração não apenas maximiza a captura de valor da biomassa residual, como também se posiciona estrategicamente diante do cenário de insuficiência da produção nacional de fertilizantes minerais.

Contudo, para que esse modelo avance de forma consistente no âmbito da economia circular, torna-se necessário evoluir em direção a configurações que integrem a recuperação do nitrogênio presente na fração líquida. Nesse sentido, estudos futuros podem concentrar esforços no desenvolvimento de arranjos híbridos que aliem a robustez econômica do S1 a módulos de recuperação de N com menor intensidade de capital, reduzindo perdas ambientais e ampliando o valor total capturado por tonelada de resíduo processado.

7.3.9 Cenários S2.1 e S2.2

Embora na avaliação ambiental os cenários S2.1 (precipitação de estruvita) e S2.2 (precipitação de fosfato de cálcio, CaP) tenham apresentado desempenhos relativamente próximos, com vantagem de S2.1 em algumas categorias de impacto, a análise econômica revelou uma assimetria pronunciada entre esses dois arranjos de recuperação de fósforo. Conforme apresentado na Tabela 7, o cenário S2.2 destacou-se como a segunda alternativa economicamente mais atrativa do estudo,

apresentando VPL positivo, com aproximadamente 99% de probabilidade de ser maior do que zero, além de 99% de probabilidade de a TIR superar a TMA, indicando elevada robustez econômica mesmo sob incertezas.

Nos testes de inferência estatística, o S2.2 não diferiu do S1 em termos de ROI, ao mesmo tempo em que apresentou probabilidades superiores de VPL > 0 e de TIR > TMA, o que caracteriza um perfil de menor risco financeiro em comparação às demais alternativas. Por outro lado, S2.1 exibiu o segundo pior desempenho econômico entre os cenários avaliados, com cerca de 56% de probabilidade de VPL negativo e de a TIR permanecer abaixo da TMA, além de ROI predominantemente negativo e probabilidade nula de ROI superior a 50%, configurando um investimento de alto risco. Essa fragilidade econômica do S2.1 também é reforçada pelos resultados do período de retorno do investimento, para o qual não se observou diferença estatística relevante em relação ao cenário BLS, com valores médios de 17,5 ± 9,6 anos e 37,7% de probabilidade de o investimento não se pagar nas condições analisadas. Esses resultados evidenciam que, embora a estruvita apresente desempenho ambiental relevante, sua configuração atual não se traduz em viabilidade econômica comparável à do CaP no contexto avaliado.

O desempenho econômico mais favorável observado para o S2.2, em comparação à S2.1, está diretamente associado ao seu menor CAPEX e OPEX. Entretanto, é importante salientar que os valores de CAPEX e OPEX do CaP, adotados no estudo, derivam de dados nacionais de empresas em operação, refletindo custos mais próximos da realidade local, enquanto a estruvita ainda carece de plantas comerciais no Basil, o que impõe a utilização de dados da literatura internacional, associados a custos elevados e maior incerteza.

Nesse sentido, a menor atratividade econômica da estruvita decorre não apenas de limitações intrínsecas da tecnologia, como a necessidade recorrente de adição de magnésio e de etapas operacionais adicionais (Sena; Hicks, 2018), mas sobretudo por ainda carregar custos de entrada elevados, que tendem a ser reduzidos com inovação, adaptação ao contexto nacional e difusão tecnológica, trajetória semelhante à observada para o CaP no âmbito do desenvolvimento e aplicação do SISTRATES®.

Além disso, conforme sintetizado por Shafaghat *et al*. (2025), embora a precipitação de estruvita apresente maior maturidade tecnológica em âmbito internacional (TRL 6–9), a precipitação de CaP se beneficia de reagentes de menor

custo e equipamentos mais simples, enquanto a estruvita requer adição de magnésio e outras etapas operacionais que elevam os gastos operacionais e de capital. Além disso, Shafaghat *et al*. (2025) afirmam que a precipitação de CaP, apesar de ainda enfrentar desafios de escala (TRL 5–7), apresenta potencial adicional de redução de custos à medida que amadurece, indicando que sua atratividade econômica tende a se consolidar com avanços em pesquisa e difusão tecnológica.

Outro aspecto relevante do cenário de precipitação de CaP é a sua flexibilidade de mercado, diretamente associada às propriedades químicas, que são semelhantes às da rocha fosfática natural. Conforme documentado no Balanço Mineral Brasileiro (ANM, 2001), a rocha fosfática constitui a principal matéria-prima da cadeia de produção de fertilizantes fosfatados e de diversos insumos industriais, o que implica que produtos com composição química semelhante, como o CaP recuperado de efluentes, podem ser integrados às mesmas rotas de processamento e mercados finais. Nesse contexto, o CaP não se limita à formulação de fertilizantes minerais, podendo ser direcionado, por exemplo, à produção de ácido fosfórico e, após adequações específicas, à indústria de nutrição animal. Evidências experimentais recentes confirmam essa versatilidade ao demonstrar que o CaP extraído de efluentes da suinocultura apresenta níveis de contaminantes inorgânicos semelhantes ou inferiores aos do fosfato bicálcico comercial e disponibilidade biológica adequada para uso em rações avícolas, ampliando significativamente seu potencial de valoração econômica (Tavernari *et al.*, 2025).

A estruvita também apresenta um número crescente de aplicações potenciais além do uso agrícola, incluindo seu emprego como retardante de chamas (Kim *et al.*, 2021), adsorvente ambiental (Chandrasekaran *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2024), componente de materiais cimentícios (SETAYESH GAR *et al.*, 2021) e produto intermediário para rotas químicas avançadas (Dingra *et al.*, 2023). No entanto, essas aplicações encontram-se majoritariamente em estágios iniciais de desenvolvimento tecnológico, com TRL baixo a intermediário.

Por fim, destaca-se a sinergia estrutural entre a precipitação de CaP e os sistemas de remoção ou recuperação de nitrogênio, seja no arranjo consolidado do módulo N do SISTRATES® ou em configurações prospectivas deste estudo baseadas na recuperação de SA por AAS no S3. Os resultados do projeto SISTRATES® demonstram que, mesmo com níveis de maturidade tecnológica intermediários, a combinação CaP + módulo N apresenta elevada robustez operacional operacional

(Cândido *et al.*, 2022; Hollas *et al.*, 2023), promovendo simultaneamente a conformidade ambiental do efluente tratado na legislação brasileira e a redução dos custos logísticos associados à disposição do digestato, fatores que se mostraram determinantes para a viabilidade econômica das plantas de biometano no presente estudo. Assim, de forma prospectiva, a incorporação de sistemas de AAS, como explorado no cenário S3, reforça esse potencial ao ampliar a eficiência de recuperação de nutrientes e mitigar impactos ambientais críticos, indicando que arranjos integrados de recuperação de N e P constituem um caminho a ser explorado para a consolidação econômica e ambiental de plantas de DA.

7.4 CONCLUSÕES

Este estudo avaliou de forma integrada o desempenho ambiental e econômico de diferentes rotas de valoração de resíduos suínos em plantas de biometano e recuperação de nutrientes, incorporando a análise de incerteza por meio de simulações de Monte Carlo e inferência estatística. A análise integrada evidencia que não existe dominância global entre as rotas tecnológicas avaliadas quando critérios econômicos e ambientais são considerados simultaneamente.

Observa-se um contraste no qual arranjos ambientalmente mais eficientes tendem a apresentar menor competitividade econômica, enquanto configurações economicamente atrativas frequentemente incorporam fontes de danos ambientais relevantes, especialmente do nitrogênio. Contudo, os resultados convergem que o modelo de gestão do digestato constitui o elemento central da viabilidade econômica e ambiental das plantas de biometano.

As métricas econômicas indicam uma tendência clara de reconfiguração do modelo de negócio das plantas de biometano, impulsionada principalmente pela valorização da fração sólida dos resíduos na forma de fertilizante organomineral. Essa configuração, representada pelo cenário S1, destacou-se como o arranjo economicamente mais atrativo, apresentando valor presente líquido médio superior ao dos demais cenários, estimado em aproximadamente 3 milhões de USD, com probabilidade de VPL positivo de até 68% e probabilidade de a taxa interna de retorno superar a taxa mínima de atratividade de até 53%.

Entretanto, o desempenho ocorreu à custa do maior ônus ambiental do sistema, incluindo emissões de 22 kg CO_2 eq em aquecimento global (2,6 vezes superiores ao

cenário base), 793,3 kg 1,4-DCB em ecotoxicidade terrestre (8,7 vezes superiores) e 0,06 kg NOx eq em ecossistemas terrestres (≈44% superiores), refletindo o impacto associado ao uso intensivo de insumos minerais para ajuste da formulação NPK. Nesse sentido, o nitrogênio constitui simultaneamente a principal fonte de dano ambiental e o nutriente mais desafiador do ponto de vista econômico. As tecnologias de recuperação de nitrogênio avaliadas, como AAS ou precipitação via estruvita, apresentam ganhos ambientais expressivos, mas ainda enfrentam limitações econômicas relevantes no contexto avaliado.

O cenário S3, ao integrar rotas avançadas de recuperação de nitrogênio e fósforo, promove reduções substanciais nos impactos ambientais, incluindo reduções em relação ao linha de base de 1,7 vezes na acidificação terrestre, 3 vezes na ecotoxicidade terrestre e 4,5 vezes nos impactos sobre ecossistemas terrestres, além de ganhos líquidos na categoria de aquecimento global (–23,7 kg CO_2 eq), decorrentes principalmente da substituição do sulfato de amônio sintético por sulfato de amônio recuperado.Entretanto, esses ganhos ambientais ocorreram em um contexto de baixa atratividade econômica, com valores de VPL variando entre –4 e –14 milhões de USD, taxa interna de retorno entre –18% e 5% e probabilidade residual de apenas 3% de a TIR superar a taxa mínima de atratividade, indicando inviabilidade econômica sob condições estritamente de mercado.

Os resultados reforçam que a melhoria do desempenho ambiental do S1 não depende da eliminação da produção de organominerais, mas sobretudo da reconfiguração da origem do nitrogênio utilizado, abrindo espaço para arranjos híbridos capazes de mitigar impactos e reposicionar o organomineral em um contexto de mercado verde, alinhado aos princípios da economia circular. Já no que se refere à recuperação de fósforo, o fosfato de cálcio destacou-se como a rota mais equilibrada entre viabilidade ambiental e econômica, apresentando cerca de 99% de probabilidade de VPL positivo e 99% de probabilidade de TIR superior à TMA, além de perfil ambiental superior ao S1 e benefícios ambientais em quatro das seis categorias avaliadas.

Em contraste, a estruvita, embora ambientalmente relevante, posicionando-se como o segundo melhor desempenho ambiental, reduções expressivas em categorias como aquecimento global (–10,5 kg CO_2 eq) e acidificação terrestre (–0,06 kg SO_2 eq, aproximadamente 1,17 vezes inferior à linha de base), apresentou elevado risco financeiro, com cerca de 56% de probabilidade de VPL negativo e de a TIR

permanecer abaixo da TMA, além de retorno sobre o investimento predominantemente negativo. Ainda assim, os resultados indicam que a estruvita permanece como uma rota promissora, cujo desempenho econômico tende a ser aprimorado à medida que avanços tecnológicos, adaptação ao contexto nacional e difusão de escala reduzam seus custos e ampliem sua viabilidade de implementação, evidenciando seu potencial como alternativa ambientalmente eficiente, ainda que economicamente dependente de maturação tecnológica.

De forma integrada, os achados deste estudo demonstram que a sustentabilidade de plantas de biometano não é determinada apenas pela eficiência dos processos de digestão anaeróbia ou de recuperação de nutrientes, mas pela articulação entre logística, valoração do digestato e integração tecnológica. Assim, a consolidação desses sistemas como soluções ambiental e economicamente viáveis depende de arranjos capazes de reduzir os custos logísticos, internalizar os benefícios ambientais da recuperação de nutrientes e alinhar o modelo de negócio aos princípios da economia circular.

7.5 REFERÊNCIAS

ABNT. NBR ISO 14040 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro: 2014a.

ABNT. NBR ISO 14044: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro: 2014b. Disponível em: http://www.abnt.org.br/.Acesso em: 22 de ago. 2022.

AHMAD, N.; USMAN, M.; AHMAD, H. R.; SABIR, M.; FAROOQI, Z. U. R.; SHEHZAD, M. T. Environmental implications of phosphate-based fertilizer industrial waste and its management practices. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, 2023.

AMINI, A.; APONTE-MORALES, V.; WANG, M.; DILBECK, M.; LAHAV, O.; ZHANG, Q.; CUNNINGHAM, J. A.; ERGAS, S. J. Cost-effective treatment of swine wastes through recovery of energy and nutrients. Waste Management, v. 69, p. 508–517, 2017.

ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos. Disponível em: http://anda.org.br/?mpg=03. 00.00&ver=por. Acesso em: 26 de set. 2023.

ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. Disponível em: http://www.dme-pc.com.br/atendimento/tarifas. Acesso em: 29 de novembro de 2021.

ANP. AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS . Preços e defesa da concorrência. Brasília, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/precos-e-defesa-da-concorrencia. Acesso em: 13 fev. 2026.

AYODELE, T. R.; OGUNJUYIGBE, A. S. O.; ALAO, M. A. Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. Journal of Cleaner Production, v. 203, p. 718–735, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.282. Acesso at: 29 Sep. 2023.

BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S.; MALAMIS, D.; MOUSTAKAS, K.; LOIZIDOU, M. Exploring technological alternatives of nutrient recovery from digestate as a secondary resource. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 134, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110379. Acesso at: 29 Sep. 2023.

BNDES. BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. Relatório anual 2025. Rio de Janeiro, 2025. Disponível em: https://www.bndes.gov.br. Acesso em: 13 fev. 2026.

BNDES. BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. Taxas de juros e custo financeiro. Rio de Janeiro, 2025. Disponível em: https://www.bndes.gov.br. Acesso em: 13 fev. 2026.

BNDES. BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. Taxa de Longo Prazo (TLP). Rio de Janeiro, 2025. Disponível em: https://www.bndes.gov.br. Acesso em: 13 fev. 2026.

BOLZONELLA, D.; FATONE, F.; GOTTARDO, M.; FRISON, N. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. Journal of Environmental Management, v. 216, p. 111–119, 2018.

BRIENZA, C.; DONOSO, N.; LUO, H.; VINGERHOETS, R.; DE WILDE, D.; VAN OIRSCHOT, D.; SIGURNJAK, I.; BISWAS, J. K.; MICHELS, E.; MEERS, E. Evaluation of a new approach for swine wastewater valorisation and treatment: A combined system of ammonium recovery and aerated constructed wetland. Ecological Engineering, v. 189, 2023.

BUSINESS ANALYTIQ. Procurement analytics – commodity price indices. 2025. Disponível em: https://businessanalytiq.com. Acesso em: 13 fev. 2026.

CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. Journal of Environmental Management, v. 301, 2022.

CESARO, A. The valorization of the anaerobic digestate from the organic fractions of municipal solid waste: Challenges and perspectives. : Academic Press, 2021.

Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111742. Acesso at: 29 Sep. 2023.

CHANDRASEKARAN, S.; ZAFFAR, A.; BALASUBRAMANIAN, P. Struvite in circular economy: Production techniques, emerging applications and market opportunities. WIREs Energy and Environment, v. 13, n. 4, 2024.

CHEONG, J. C.; LEE, J. T. E.; LIM, J. W.; SONG, S.; TAN, J. K. N.; CHIAM, Z. Y.; YAP, K. Y.; LIM, E. Y.; ZHANG, J.; TAN, H. T. W.; TONG, Y. W. Closing the food waste loop: Food waste anaerobic digestate as fertilizer for the cultivation of the leafy vegetable. Science of The Total Environment, v. 715, p. 136789, 2020.

CIROTH, A.; MULLER, S.; WEIDEMA, B.; LESAGE, P. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 21, n. 9, p. 1338–1348, 2016.

CORBALA-ROBLES, L.; SASTAFIANA, W. N. D.; VAN LINDEN, V.; VOLCKE, E. I. P.; SCHAUBROECK, T. Life cycle assessment of biological pig manure treatment versus direct land application − a trade-off story. Resources, Conservation and Recycling, v. 131, p. 86–98, 2018.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. dos S.; FIGUEIREDO, V. S. Fertilizantes Organominerais De Resíduos Do Agronegócio : Avaliação Do Potencial Fertilizers : Evaluation of the Brazilian Economic Potential. [S. l.: s. n.], 2017. 2017.v. 45.

DAUMER, M.-L.; PICARD, S.; SAINT-CAST, P.; DABERT, P. Technical and economical assessment of formic acid to recycle phosphorus from pig slurry by a combined acidification–precipitation process. Journal of Hazardous Materials, v. 180, n. 1–3, p. 361–365, 2010.

DE VRIEZE, J.; COLICA, G.; PINTUCCI, C.; SARLI, J.; PEDIZZI, C.; WILLEGHEMS, G.; BRAL, A.; VARGA, S.; PRAT, D.; PENG, L.; SPILLER, M.; BUYSSE, J.; COLSEN, J.; BENITO, O.; CARBALLA, M.; VLAEMINCK, S. E. Resource recovery from pig manure via an integrated approach: A technical and economic assessment for full-scale applications. : Elsevier Ltd, 2019.

DINGRA, N.; WITTY, M.; CELIS, M.; BOPPANA, N.; AYUDHYA, T. Transformation of struvite from wastewater to a hydrogen fuel storage compound ammonia borane. Frontiers in Chemistry, v. 11, 2023.

DUAN, N.; KHOSHNEVISAN, B.; LIN, C.; LIU, Z.; LIU, H. Life cycle assessment of anaerobic digestion of pig manure coupled with different digestate treatment technologies. Environment International, v. 137, 2020.

FERNANDEZ-LOPEZ, M.; PUIG-GAMERO, M.; LOPEZ-GONZALEZ, D.; AVALOS-RAMIREZ, A.; VALVERDE, J.; SANCHEZ-SILVA, L. Life cycle assessment of swine and dairy manure: Pyrolysis and combustion processes. Bioresource Technology, v. 182, p. 184–192, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.140. Acesso at: 29 Sep. 2023.

FERRI DA SILVA, J. F.; TÁPPARO, D. C.; LAZAROTO, A. C.; BELTRAME DE ASIS, D.; MACHADO SOPHIATTI, I. V.; MAGRINI, F. E.; RADIS STEINMETZ, R. L.; GOLDSCHMIDT ANTES, F.; VANOTTI, M.; PAESI, S.; KUNZ, A. Enhancing anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates through in situ ammonia recovery using tubular gas-permeable membranes. Bioresource Technology, v. 437, p. 133063, 2025.

FERTILIZER INTERNATIONAL. Market intelligence reports. 2026.

FERTILIZER WEEK. Market reports. 2026.

FUCHS, W.; DROSG, B. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. Water Science and Technology, v. 67, n. 9, p. 1984–1993, 2013.

GHAVAM, S.; VAHDATI, M.; WILSON, I. A. G.; STYRING, P. Sustainable Ammonia Production Processes. : Frontiers Media S.A., 2021.

GONG, Y.; WANG, X.; BAO, X.; LAM, K. L. Life cycle assessment of ammonium sulfate recovery from urban wastewater. Blue-Green Systems, v. 6, n. 1, p. 90–99, 2024.

HEIJUNGS, R.; HENRIKSSON, P. J. G.; GUINÉE, J. B. Measures of difference and significance in the era of computer simulations, meta-analysis, and big data. Entropy, v. 18, n. 10, 2016.

HERBES, C.; ROTH, U.; WULF, S.; DAHLIN, J. Economic assessment of different biogas digestate processing technologies: A scenario-based analysis. Journal of Cleaner Production, v. 255, p. 120282, 2020a. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120282.

HOLLAS, C. E.; DO AMARAL, K. G. C.; LANGE, M. V.; HIGARASHI, M. M.; RADIS STEINMETZ, R. L.; BARROS, E. C.; MARIANI, L. F.; NAKANO, V.; KUNZ, A.; SANCHES-PEREIRA, A.; DE MARTINO JANNUZZI, G. Life cycle assessment of waste management from the Brazilian pig chain residues in two perspectives: Electricity and biomethane production. Journal of Cleaner Production, v. 354, 2022.

HOLLAS, C. E.; RODRIGUES, H. C.; BOLSAN, A. C.; VENTURIN, B.; BORTOLI, M.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Swine manure treatment technologies as drivers for circular economy in agribusiness: A techno-economic and life cycle assessment approach. Science of the Total Environment, v. 857, 2023.

HOSSEINPOUR, S.; AGHBASHLO, M.; TABATABAEI, M.; YOUNESI, H.; MEHRPOOYA, M.; RAMAKRISHNA, S. Multi-objective exergy-based optimization of a continuous photobioreactor applied to produce hydrogen using a novel combination of soft computing techniques. International Journal of Hydrogen Energy, v. 42, n. 12, p. 8518–8529, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.11.090.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. ReCiPe2016:

a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 22, n. 2, p. 138–147, 2017.

INDEXMUNDI. Preços de mercado – commodities energéticas e fertilizantes. 2026. Disponível em: https://www.indexmundi.com. Acesso em: 13 fev. 2026.

ISO 14040. Environmental management – life cycle assessment – Principles and framework. International Organisation for Standardisation (ISO) International Organisation for Standardisation (ISO). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Geneva, Switzerland, 2006.

ISO 14044. Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation (ISO)The International Standards Organisation (ISO). The International Journal of Life Cycle Assessment, Geneva, Switzerland, 2006. Disponível em: <https://www.indexmundi. com /pt/pre%C3%A7os-de-mercado/>. Acesso em: 19 de set. 2023.

KAR, S.; SINGH, R.; GURIAN, P. L.; HENDRICKS, A.; KOHL, P.; MCKELVEY, S.; SPATARI, S. Life cycle assessment and techno-economic analysis of nitrogen recovery by ammonia air-stripping from wastewater treatment. Science of the Total Environment, v. 857, 2023.

KIM, A. H.; YU, A. C.; EL ABBADI, S. H.; LU, K.; CHAN, D.; APPEL, E. A.; CRIDDLE, C. S. More than a fertilizer: wastewater-derived struvite as a high value, sustainable fire retardant. Green Chemistry, v. 23, n. 12, p. 4510–4523, 2021.

KUNZ, A.; LUIS, R.; STEINMETZ, R.; CESTONARO DO AMARAL, A. Fundamentals of anaerobic digestion, biogas purification, use and treatment of digestate. [S. l.: s. n.], 2022. 2022. Disponível em: www.embrapa.br/fale-conosco/sac.

LAI, C. S.; JIA, Y.; XU, Z.; LAI, L. L.; LI, X.; CAO, J.; MCCULLOCH, M. D. Levelized cost of electricity for photovoltaic/biogas power plant hybrid system with electrical energy storage degradation costs. Energy Conversion and Management, v. 153, p. 34–47, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2017.09.076. Acesso at: 29 Sep. 2023.

LAW, K. P.; PAGILLA, K. R. Phosphorus Recovery by Methods Beyond Struvite Precipitation. Water Environment Research, v. 90, n. 9, p. 840–850, 2018.

LI, F.; ZHOU, Z.; LEVIS, S.; SITCH, S.; HAYES, F.; FENG, Z.; REICH, P. B.; ZHAO, Z.; ZHOU, Y. Quantifying the role of ozone-caused damage to vegetation in the Earth system: a new parameterization scheme for photosynthetic and stomatal responses. Geoscientific Model Development, v. 17, n. 16, p. 6173–6193, 2024.

MANKONG, P.; FANTKE, P.; GHOSE, A.; SOHEILIFARD, F.; OGINAH, S. A.; PHENRAT, T.; MUNGKALASIRI, J.; GHEEWALA, S. H.; PRAPASPONGSA, T. Assessing life cycle impacts from toxic substance emissions in major crop production systems in Thailand. Sustainable Production and Consumption, v. 46, p. 717–732, 2024.

MARTÍN-HERNÁNDEZ, E.; MONTERO-RUEDA, C.; RUIZ-MERCADO, G. J.; VANEECKHAUTE, C.; MARTÍN, M. Multi-scale techno-economic assessment of nitrogen recovery systems for livestock operations. Sustainable Production and Consumption, v. 41, p. 49–63, 2023.

MATSUZAKI, S.; AZUMA, K.; LIN, X.; KURAGANO, M.; UWAI, K.; YAMANAKA, S.; TOKURAKU, K. Farm use of calcium hydroxide as an effective barrier against pathogens. Scientific Reports, v. 11, n. 1, 2021.

MENDOZA BELTRAN, A.; PRADO, V.; FONT VIVANCO, D.; HENRIKSSON, P. J. G.; GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R. Quantified Uncertainties in Comparative Life Cycle Assessment: What Can Be Concluded?. Environmental Science and Technology, v. 52, n. 4, p. 2152–2161, 2018.

MIELE, M.; SILVA, M.; NICOLOSO, R.; CORRÊA, J.; HIGARASHI, M.; KUNZ, A.; SANDI, A. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. Revista de Política Agrícola, v. 24, n. 1, p. 31–46, 2015.

MONFET, E.; AUBRY, G.; RAMIREZ, A. A. Nutrient removal and recovery from digestate: a review of the technology technology. : Taylor and Francis Ltd., 2018. Disponível em: Acesso at: 29 Sep. 2023.

NAGARAJAN, D.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. Integration of anaerobic digestion and microalgal cultivation for digestate bioremediation and biogas upgrading. : Elsevier Ltd, 2019.

NOWAK, M.; CZEKAŁA, W. Sustainable Use of Digestate from Biogas Plants: Separation of Raw Digestate and Liquid Fraction Processing. : Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI), 2024.

OSORIO-TEJADA, J.; TRAN, N. N.; HESSEL, V.; OSORIO, J. Techno-environmental assessment of small-scale Haber-Bosch and plasma-assisted ammonia supply chains. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: http://wrap.warwick.ac.uk/163908.

PENG, L.; DAI, H.; WU, Y.; PENG, Y.; LU, X. A Comprehensive Review of the Available Media and Approaches for Phosphorus Recovery from Wastewater. : Springer International Publishing, 2018.

PENG, W.; PIVATO, A. Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy. : Springer Netherlands, 2019. Disponível em: DOI 10.1007/s12649-017-0071-2. Acesso at: 29 Sep. 2023.

PRÉ SUSTENTABILIDADE BV SimaPro 9.2. Amersfoort: PRé Sustainability, 2021. Disponível em: https://simapro.com . Acesso em: 14 jan. 2026.

RIDING, M. J.; HERBERT, B. M. J.; RICKETTS, L.; DODD, I.; OSTLE, N.; SEMPLE, K. T. Harmonising conflicts between science, regulation, perception and environmental impact: The case of soil conditioners from bioenergy. Environment International, v. 75, p. 52–67, 2015.

SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; ORTEGA ROMERO, M.; LLAMAS, B.; SUÁREZ RODRÍGUEZ, M. del C.; MORA, P. Cost Model for Biogas and Biomethane Production in Anaerobic Digestion and Upgrading. Case Study: Castile and Leon. Materials, v. 16, n. 1, 2023.

SENA, M.; HICKS, A. Life cycle assessment review of struvite precipitation in wastewater treatment. : Elsevier B.V., 2018.

SETAYESH GAR, P.; LOBANOV, S.; PERNECHELE, M.; ZANOTTI, C. Lightweight magnesium phosphate cement composites with struvite recovered from wastewater. Canadian Journal of Civil Engineering, v. 48, n. 10, p. 1257–1265, 2021.

SHAFAGHAT, A. H.; MERENDA, A.; SECCOMBE, D.; PHUNTSHO, S.; SHON, H. K. From waste to high-value fertilisers: Harvesting nutrients from liquid anaerobic digestate for a circular bioeconomy. : Elsevier B.V., 2024.

SIKOSANA, M. K. L. N.; RANDALL, D. G.; VON BLOTTNITZ, H. A technological and economic exploration of phosphate recovery from centralised sewage treatment in a transitioning economy context. Water SA, v. 43, n. 2, p. 343, 2017.

SINGH, A. K.; GHOSH, A.; SANNAGOUDAR, M. S.; KUMAR, R. V; KUMAR, S.; SINGH, P. D.; AHAMAD, S. Sustainable Agriculture Systems and Technologies. In: SUSTAINABLE AGRICULTURE SYSTEMS AND TECHNOLOGIES. John Wiley & Sons, Ltd, 2022. p. 279–294.

SZOGI, A. A.; VANOTTI, M. B.; SHUMAKER, P. D. Economic Recovery of Calcium Phosphates From Swine Lagoon Sludge Using Quick Wash Process and Geotextile Filtration. Frontiers in Sustainable Food Systems, v. 2, 2018.

TAMBONE, F.; ORZI, V.; D'IMPORZANO, G.; ADANI, F. Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. Bioresource Technology, v. 243, p. 1251–1256, 2017.

TAMPIO, E.; SALO, T.; RINTALA, J. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. Journal of Environmental Management, v. 169, p. 293–302, 2016.

TÁPPARO, D. C.; CÂNDIDO, D.; STEINMETZ, R. L. R.; ETZKORN, C.; DO AMARAL, A. C.; ANTES, F. G.; KUNZ, A. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. Bioresource Technology Reports, v. 15, p. 100716, 2021.

TAVERNARI, F. de C.; KUNZ, A.; FEDDERN, V.; STEINMETZ, R.; MELLO, P. de A.; DRESSLER, V. L. Available phosphorus from phosphate extracted from swine wastewater for poultry. Ciencia Rural, v. 55, n. 5, 2025.

TEMIZEL-SEKERYAN, S.; WU, F.; HICKS, A. L. Life Cycle Assessment of Struvite Precipitation from Anaerobically Digested Dairy Manure: A Wisconsin Perspective. Integrated Environmental Assessment and Management, v. 17, n. 1, p. 292–304, 2021.

VANEECKHAUTE, C.; GHEKIERE, G.; MICHELS, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. Assessing nutrient use efficiency and environmental pressure of macronutrients in biobased mineral fertilizers: A review of recent advances and best practices at field scale. In: ADVANCES IN AGRONOMY. : Academic Press Inc., 2014. v. 128, p. 137–180.

VANEECKHAUTE, C.; LEBUF, V.; MICHELS, E.; BELIA, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. Waste and Biomass Valorization, v. 8, n. 1, p. 21–40, 2017.

VAZ, V.; DE SOUZA, S. N. M.; GOMES, S. D.; NOGUEIRA, C. E. C.; BITTENCOURT, P. R. S.; DECHECHI, F. G. Thermoeconomic analysis of a rural micro-generation power plant integrated with a fertigation system1. Revista Brasileira de Engenharia Agricola e Ambiental, v. 29, n. 11, 2025.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; FONGARO, G.; KICH, J. D.; BARARDI, C. R. M.; SUZIN, L. Pathogen Inactivation and the Chemical Removal of Phosphorus from Swine Wastewater. Water, Air, and Soil Pollution, v. 226, n. 8, p. 226–263, 2015.

WANG, L.; YE, C.; GAO, B.; WANG, X.; LI, Y.; DING, K.; LI, H.; REN, K.; CHEN, S.; WANG, W.; YE, X. Applying struvite as a N-fertilizer to mitigate N2O emissions in agriculture: Feasibility and mechanism. Journal of Environmental Management, v. 330, p. 117143, 2023.
WANG, X.; MENG, L.; HU, M.; GAO, L.; LIAN, B. The competitive and selective adsorption of heavy metals by struvite in the Pb(II)-Cd(II)-Zn(II) composite system and its environmental significance. Water Research, v. 250, p. 121087, 2024.

ZAMPORI L., S. E.; CASTELLANI, S. E., C. J.; Guide for interpreting life cycle assessment results. 2016.

7.6 MATERIAL SUPLEMENTAR

7.6.1 Balanço de massa

O balanço de massa adotado neste estudo teve como objetivo quantificar, de forma consistente, os fluxos de matéria associados ao tratamento e à valorização de dejetos suinícolas nos diferentes cenários avaliados, servindo de base para a construção do inventário de ciclo de vida e do inventário econômico.

A caracterização físico-química do substrato e dos efluentes intermediários foi definida a partir dos dados apresentados na Tabela 5 da tese, os quais se baseiam em dados primários reportados por Candido et al. (2022) para o módulo Bio do sistema

SISTRATES®, complementados por Tápparo *et al*. (2021) para os rendimentos de metano.

Com base nesses parâmetros, foram extraídos os rendimentos de processo associados à digestão anaeróbia, tais como remoção de sólidos voláteis, transformação de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal e variações nas concentrações de nutrientes ao longo do tratamento. Esses rendimentos foram utilizados para estabelecer os balanços de massa em todos os cenários avaliados.

Cabe destacar que, para o cenário S1, os dados originalmente reportados como "Entrada CSTR", apresentada na Tabela 5, foram reinterpretados como a composição do dejeto submetido diretamente à etapa de secagem, garantindo consistência físico-química entre os cenários modelados.

A caracterização das frações sólida e líquida geradas nas etapas de separação sólido-líquido foi conduzida com base no método originalmente proposto por Guilayn et al. (2019) e posteriormente consolidado por Carraro et al. (2024). Essa abordagem permite descrever a partição de massa e nutrientes por meio da razão de separação de massa fresca (R_{SF}) e do índice de separação específico de cada elemento (SI_x), a partir das concentrações medidas no digestato bruto e nas frações resultantes.

O parâmetro R_{SF} representa a fração alocada à fase sólida, enquanto o índice SI_x expressa a recuperação relativa do elemento $x$nessa fração em relação ao seu conteúdo inicial no digestato. As expressões matemáticas adotadas para o cálculo desses parâmetros são apresentadas nas Equações (1) e (2). A descrição detalhada do procedimento de cálculo, bem como a fundamentação teórica completa dessa abordagem, encontra-se apresentadas no Material Suplementar do Artigo 1.

Os valores de R_{SF}e SI_x utilizados neste estudo para a separação por tanque de sedimentação e por prensa de parafuso são apresentados nas Tabelas 2S e 3S (Material Suplementar do Artigo 1), respectivamente. Os dados referentes aos tanques de sedimentação simples foram extraídos de Chini et al. (2021) e Cândido et al. (2022), refletindo eficiências de separação típicas de sistemas amplamente empregados no contexto brasileiro como soluções de baixo custo. Já os parâmetros associados às prensas de parafuso foram baseados na compilação apresentada por Carraro et al. (2024), a qual também forneceu informações complementares sobre a partição de metais-traço entre as frações sólida e líquida.

A partir da definição das frações sólida e líquida e dos respectivos coeficientes de separação, as concentrações dos parâmetros químicos fluxos resultantes de

misturas e recombinações de fluxos foram determinadas por meio de um balanço de massa ponderado pelas vazões volumétricas. Para um parâmetro genérico X, a concentração na corrente mista foi calculada conforme a Equação (27S):

$$C_{mix,X} = \frac{\sum_{i=1}^{n} Q_i \cdot [X]_i}{\sum_{i=1}^{n} Q_i} \quad (27S)$$

Em que Q_i representa a vazão volumétrica da corrente i e $[X]_i$ a concentração do parâmetro X nesse fluxo.

Essa formulação geral foi aplicada tanto à determinação da composição do digestato da linha de base, quanto aos fluxos intermediárias e finais dos cenários de precipitação química. Dessa forma, todas as concentrações reportadas nas Tabelas Sx a Sy resultam diretamente da aplicação das Equações (1S-S3 e 27S).

Tabela 15S. Composição do digestato da linha de base obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Digestato (BLC)		
TS	g L^{-1}	9,84	±	7,79
VS	g L^{-1}	5,40	±	4,92
TAN	g L^{-1}	1,53	±	0,71
P	g L^{-1}	0,37	±	0,37
K	g L^{-1}	0,55	±	0,40
TOC	g L^{-1}	1,38	±	1,19
TN	g L^{-1}	1,83	±	0,94
TC	g L^{-1}	2,15	±	1,72
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}	5,27	±	1,62

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 16S. Composição da fração sólida do digestato nos cenários S2.1 e S2.2 obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Média ± s.d. (BLC+CSTR pós SSL)		
TS	g L^{-1}	28,75	±	14,03
VS	g L^{-1}	15,17	±	8,06
TAN	g L^{-1}	1,21	±	0,78
P	g L^{-1}	1,25	±	0,72
K	g L^{-1}	0,78	±	0,46
TOC	g L^{-1}	4,12	±	2,82
TN	g L^{-1}	2,63	±	1,11
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}	5,78	±	2,99

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 17S. Composição do lodo acidificado no sistema de acidificação (S2.1 e S2.2) obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Média ± s.d. (sistema de acidificação)		
TS	g L^{-1}	15,47	±	9,02
VS	g L^{-1}	8,36	±	5,18
TAN	g L^{-1}	0,38	±	0,27
P	g L^{-1}	0,58	±	0,38
K	g L^{-1}	0,31	±	0,21
TOC	g L^{-1}	2,18	±	1,65
TN	g L^{-1}	1,37	±	0,72
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}		-	

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 18S. Composição da fração liquida do digestato na entrada do sistema de precipitação química (S2.1 e S2.2) obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Média ± s.d. (entrada precipitação química)		
TS	g L^{-1}	13,27	±	7,74
VS	g L^{-1}	6,82	±	4,22
TAN	g L^{-1}	0,83	±	0,60
P	g L^{-1}	0,68	±	0,45
K	g L^{-1}	0,47	±	0,31
TOC	g L^{-1}	1,93	±	1,46
TN	g L^{-1}	1,27	±	0,67
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}		-	

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 19S. Composição da fração liquida do digestato na entrada do Módulo N no cenário S2.1 obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Média ± s.d. (entrada Módulo N pós estruvita)		
TS	g L^{-1}	4,19	±	2,04
VS	g L^{-1}	2,53	±	1,34
TAN	g L^{-1}	0,78	±	0,50
P	g L^{-1}	0,09	±	0,05
K	g L^{-1}	0,71	±	0,41
TOC	g L^{-1}	1,19	±	0,82
TN	g L^{-1}	1,21	±	0,51
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}	1,10	±	0,57

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 20S. Composição da fração liquida do digestato na entrada do Módulo N ou AAS nos cenários S2.1 e S3 obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Média ± s.d. (entrada Módulo N pós CaP) Figura 8		
TS	g L^{-1}	4,19	±	2,04
VS	g L^{-1}	2,53	±	1,34
TAN	g L^{-1}	1,07	±	0,50
P	g L^{-1}	0,09	±	0,05
K	g L^{-1}	0,71	±	0,41
TOC	g L^{-1}	1,19	±	0,82
TN	g L^{-1}	1,21	±	0,51
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}	1,10	±	0,57

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 21S. Composição da fração liquida do digestato na entrada do Módulo N no cenário S1 obtida por balanço de massa.

Parâmetros	Unidade	Média ± s.d. (entrada Módulo N pós CaP e secagem) Figura 8		
TS	g L^{-1}	3,73	±	2,04
VS	g L^{-1}	2,25	±	1,34
TAN	g L^{-1}	0,90	±	0,50
P	g L^{-1}	0,08	±	0,05
K	g L^{-1}	0,63	±	0,41
TOC	g L^{-1}	1,06	±	0,82
TN	g L^{-1}	1,39	±	1,20
Alcalinidade	g $_{CaCO3}$ L^{-1}	0,97	±	0,57

Nota: Esses valores se aplicam aos arranjos tecnológicas descritas na Figura 8.
Fonte: Os Autores (2026).

7.6.2 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Os procedimentos adotados para a compilação do inventário do ciclo de vida (ICV), seguiu a mesma abordagem metodológica, hipóteses de modelagem e formulações matemáticas adotadas no Material Suplementar do Artigo 1 (Equações 1S–26S).

Para o cenário S1 que envolvem enriquecimento nutricional da fração sólida do dejeto, foi considerada a suplementação mineral visando atingir uma formulação equivalente a 10:10:10 (N:P_2O_5:K_2O) (BRASIL, 2018). Para isso, foram utilizados Sulfato de amônio (SA) como fonte de nitrogênio (N), superfosfato triplo (TSP) como fonte de fósforo (P_2O_5) e Cloreto de potássio (KCl) como fonte de potássio (K_2O). Logo, a massa de cada fertilizante adicionada foi calculada com base no déficit entre

o teor presente no digestato seco e o teor-alvo correspondente à formulação 10%, considerando o conteúdo nutricional específico de cada insumo.

A massa de sulfato de amônio necessária foi determinada conforme a Equação (28S):

$$m_{SA} = \left(\frac{N_{alvo} - N_{SWM}}{N_{SA}}\right) \times D\mathrm{M}_{\mathrm{SWM}} \qquad \text{(Eq. 28S)}$$

Onde:

m_{SA}= massa de sulfato de amônio adicionada (kg)

N_{alvo}= teor alvo de N na formulação (10%)

N_{SWM}= teor de N presente no dejeto suíno (%)

N_{SA}= fração de N no sulfato de amônio (21%)

$D\mathrm{M}_{\mathrm{SWM}}$= massa de matéria seca do dejeto (kg)

Para o fósforo, a suplementação foi realizada considerando a conversão para P_2O_5. A massa de TSP adicionada foi calculada segundo a Equação (29S):

$$m_{TSP} = \left(\frac{P_2O_{5_{Alvo}} - P_2O_{5_{SWM}}}{P_{TSP}}\right) \times DM_{SWM} \qquad \text{(Eq. 29S)}$$

Onde:

m_{TSP}= massa de TSP adicionada (kg)

$P_2O_{5_{Alvo}}$= teor alvo de P_2O_5 (10%)

$P_2O_{5_{SWM}}$= teor de P_2O_5 presente no dejeto seco (%)

P_{TSP}= fração de P_2O_5 no TSP (43%)

$D\mathrm{M}_{\mathrm{SWM}}$= massa de matéria seca do dejeto (kg)

Para o potássio, considerando a equivalência em K_2O, a massa adicionada foi determinada conforme a Equação (30S):

$$m_{KCl} = \left(\frac{K_2O_{Alvo} - K_2O_{SWM}}{K_{KCl}}\right) \times D\mathrm{M}_{\mathrm{SWM}} \qquad \text{(Eq. 30S)}$$

Onde:

m_{KCl}= massa de KCl adicionada (kg)

K_2O_{Alvo}= teor alvo de K_2O (10%)

K_2O_{SWM}= teor de K_2O presente no dejeto seco (%)

K_{KCl}= fração de K_2O no KCl (60%)

DM_{SWM}= massa de matéria seca do dejeto (kg)

O potencial de produção de metano foi estimado a partir do rendimento específico de metano, teor de CH_4, da quantidade de sólidos voláteis disponíveis no substrato e no poder calorífico do metano. Os valores adotados para esse cálculo e perdas operacionais estão apresentados na Tabela 22S. Os fluxos energéticos resultantes foram inseridos nos processos correspondentes da base de dados ecoinvent v3.8, permitindo estimar o uso evitado de diesel por substituição energética, bem como quantificar o consumo de insumos e as emissões associadas às plantas de digestão anaeróbia modeladas.

Dito isso, as tabelas 22S a 25S fornecem os inventários de ciclo de vida (ICV) detalhado, usados para modelar os cenários em estudo. Essas tabelas compilam os dados essenciais para a ACV, incluindo requisitos de energia (eletricidade e energia térmica), consumo de reagentes, produtos materiais como fosfato de cálcio, estruvita e água recuperada, bem como as emissões associadas a cada etapa do processo.

A incerteza em todos os fluxos de inventário foi parametrizada usando a estrutura da matriz de pedigree aplicada no Ecoinvent v3.11 (Ecoinvent, 2023), que avalia a qualidade dos dados com base na confiabilidade e na representatividade temporal, geográfica e tecnológica. Todos os valores são apresentados por unidade funcional de 1 m³ de digestato tratado.

Tabela 22S. Inventário do ciclo de vida detalhado para a planta de biometano.

Entradas e produtos	BLC – (BLS)			BLC – (S1)			BLC e CSTR (S2.1;S2.2;S3)			Matriz de pedigree	Fonte
Digestato (m³)	**1,00**	**±**	**0**	**1,00**	**±**	**0,00**	**1,00**	**±**	**0,00**	**-**	-
Biometano potencial - Diesel evitado (MJ) (MJ)	**104,32**	**±**	**86**	**65,29**	**±**	**48**	**109,09**	**±**	**54**	**(2,3,2,4,4, na)**	
Potencial de biometano ($m^3\ d^{-1}$)	**2,91**	**±**	**2,40**	**1,82**	**±**	**1,34**	**1,22**	**±**	**0,60**	**(2,3,2,4,4, na)**	
Biogas para purificação ($m^3\ d^{-1}$)	**4,38**	**±**	**3,61**	**2,74**	**±**	**2,02**	**1,96**	**±**	**1,37**	**(2,3,2,4,4, na)**	
Rendimento de metano ($m^3_{N\ CH4}\ kg^{-1}_{SV}$)	0,27	±	0,13	0,37	±	0,18	0,24	±	0,09		Cândido et al. (2022); Tápparo et al. (2021)
SV ($kg_{SV}\ m^{-3}$)	10,70	±	7,13	5,83	±	3,24	38,32	±	12,29		Tabela 5 - Candido et al.

CH_4 (%)	0,66	±	0,02	0,66	±	0,02	0,62	±	0,04	(2022); Tápparo et al. (2021) Cândido et al. (2022); Tápparo et al. (2021)
LHV (MJ m^{-3}_{CH4})	35,82	±	3,60	35,82	±	3,60	35,82	±	3,60	Moran e Shapiro (2018)

-	BLC - BLS	BLC - S1	BLC e CSTR (S2.1;S2.2;S3)	Matriz de pedigree	Fonte
Perda fugitivas de CH_4 (kg)	**0,050 ± 0,04**	**0,031 ± 0,04**	**0,052 ± 0,04**	**(2,3,2,4,4, na)**	-
Perda fugitivas de CH4 (%)	2,4% * Potencial de biometano	2,4% * Potencial de biometano	2,4% * Potencial de biometano	-	Hollas et al. (2022)

Esterqueira										
CO_2 no tanque de armazenamento (kg)	**803,11**	**±**	**200,78**	**803,11**	**±**	**200,78**	**803,11**	**±**	**200,78**	**(3,3,3,3,3,na)**	Eq. (15S)
CH_4 e (g L^{-1})	206,04	±	51,51	206,04	±	51,51	206,04	±	51,51		Sardá et al. (2018) apud Hollas et al. (2023)
TRH (dias)	120,00	±	30,00	120,00	±	30,00	120,00	±	30,00		Pressuposto
CH4 no tanque de armazenamento (kg)	**0,24**	**±**	**0,12**	**0,24**	**±**	**0,12**	**0,24**	**±**	**0,12**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (14S)
B_0 (Nm^3 CH_4 kg_{VS}^{-1})	0,41	±	0,20	0,41	±	0,20	0,41	±	0,20		Wang et al. (2021); Negral et al. (2017); Renggaman et al. (2021); Morais et al. (2021); Santos e cols. (2022); Bi et al. (2019); Zhao et al. (2021); Khoshnevisan et al. (2021)
VS no digestato (g L^{-1})	10,70	±	1,93	10,70	±	1,93	10,70	±	1,93		Data principal
Fator de conversão de metano (kg kg^{-1})	0,08	±	0,03	0,08	±	0,03	0,08	±	0,03		Noyola et al. (2018) apud Hollas et al. (2023)
NH_3 no tanque de armazenamento (kg)	**0,14**	**±**	**0,03**	**0,14**	**±**	**0,03**	**0,14**	**±**	**0,03**	**(2,3,4,3,3,na)**	Eq. (16S)
Área superficial (AS) dos tanques de remoção de N (m^2)	1200	±	-	1200	±	-	1200	±	-		Akizuki et al. (2019) apud Hollas et al. (2023)
Amônia livre (FA) no reservatório (g L^{-1})	0,053	±	0,01	0,05	±	0,01	0,05	±	0,01		
Fator de emissão de NH_3 emitido no armazenamento (kg kg^{-1})	0,085	±	0,00	0,085	±	0,00	0,085	±	0,00		Hutchings et al. (2013)
Taxa de mineralização de N orgânico (kg kg^{-1})	0,185	±	0,00	0,185	±	0,00	0,185	±	0,00		Hutchings et al. (2013)
TN no digestato (g L^{-1})	1,82	±	0,33	1,82	±	0,33	1,82	±	0,33		Anthonisen et al. (1976)
TAN no digestato (g L^{-1})	1,22	±	0,19	1,22	±	0,19	1,22	±	0,19		Data principal
$NH_4^{+\,disponível}$ no armazenamento (g L^{-1})	1,33	±	0,32	1,33	±	0,32	1,33	±	0,32		Cândido et al. (2022)
pH	8,00	±	0,16	8,00	±	0,16	8,00	±	0,16		
Temperatura (T)	291	±	10,45	290,93	±	10,45	290,93	±	10,45		Cândido et al. (2022)

N_2O no tanque de armazenamento (kg)	**0,01**	**±**	**0,00**	**0,01**	**±**	**0,00**	**0,01**	**±**	**0,00**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (17S)
Digastate emissão fator (kg kg $^{-1}$)	0,01	±	0,00	0,01	±	0,00	0,01	±	0,00		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN no digestato (g L $^{-1}$)	1,82	±	0,33	1,82	±	0,33	1,82	±	0,33		Data principal

Nota: "Dados de monitoramento" referem-se aos valores obtidos do SISTRATES®, enquanto "Dados primários" referem-se às referências relacionadas nas Tabelas 1S, 2S e 3S.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 23S. Inventário do ciclo de vida detalhado para a fertirrigação no linha de base

Entradas	**BLS (média ± dp)**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Digestato (m³)	1,00	±	0	-	-
R_{SF}	1,00	±	0,00	-	Eq. (1S)
Diesel para transporte de digestato (MJ)	**50,00**	**±**	**20,15**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (4S)
Diesel para espalhamento, por caminhão-tanque a vácuo (kg)	**0,22**	**±**	**-**	**(2,3,1,3,3,na)**	Ecoivent (2021)
Distância (km)	10,00	±	9		Zhang et al. (2021)
Consumo de diesel (MJ tkm $^{-1}$)	1,00	±	-		Ecoinvent (2021)
Consumo de diesel (kg tkm $^{-1}$)	0,022	±	0,001		Ecoinvent (2021)
Densidade do diesel (kg L $^{-1}$)	0,84	±	0,04		ANP (2020)
Capacidade do tanque (m³)	5,00	±	2		Ecoinvent (2021)

Saídas (úteis) produtos)	**BLS (média ± dp)**				**Fonte**
Fertilizantes químicos evitados NPK (kg)	4,85	±	6,57		-
Ureia evitado (kg)	**1,80**	**±**	**0,93**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (10S)
TSP evitado (kg)	**1,96**	**±**	**1,98**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (12S)
KCl evitado (kg)	**1,10**	**±**	**0,80**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq. (13S)
Área (ha)	0,0084	±	0,0049		IMA (2021); Kunz et al. (2022)
Recomendação de fertilização com fósforo (kg $_{P2O5}$ ha $^{-1}$)	100,00	±	27,07		IMA (2021); Kunz et al. (2022)
Área AS (ha)	-	-	-	-	-
Recomendação de fertilização nitrogenada (kg $_N$ ha $^{-1}$)	-	-	-	-	-
TN no digestato (g L $^{-1}$)	0,81	±	0,42		Data principal
Teor de N na ureia (%)	45%	±	-		Cruz et al. (2017)
Taxa de conversão de N	1,00	±	-		Cruz et al. (2017)
P no digestato (g L $^{-1}$)	0,37	±	0,37		Dados primários
Teor de P no TSP (%)	43%	±	1,5%		Cruz et al. (2017)
Conversão de P em P_2O_5	2,29	±	-		Cruz et al. (2017)
K no digestato (g L $^{-1}$)	0,55	±	0,40		K inicial do experimento (NP1)
Teor de K em KCl (%)	60%	±	1,4%		Cruz et al. (2017)
de K em K_2O	1,20	±	-		Cruz et al. (2017)

Emissões (para a atmosfera)	BLS (média ± dp)			Matriz de pedigree	Fonte
Aplicação no solo					
NH_3 (kg)	**0,89**	**±**	**0,76**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. (18S)
Recomendação de fertilização nitrogenada (kg $_N$ ha^{-1})	**-**	**-**	**-**		EMBRAPA (2003, 2006)
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	0,26	±	-		Cherubini et al. (2015)
Nitrogênio amoniacal total (TAN $_f$) (g L $^{-1}$)	1,01	±	0,47		-
Nitrogênio amoniacal total inicial (TAN $_i$) (g L $^{-1}$)	1,53	±	0,71		Data principal
Perda de N por volatilização na fertirrigação (%)	31,0%	±	4,9%		Kunz et al. (2022); Nicholson et al. (2017)
Remoção de reservatórios de amônia (%)	34%	±	1%		Paavola et al. (2008); Wang et al. (2016)
N_2O (kg)	**0,031**	**±**	**1,61E-02**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (22S)
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	0,01	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	1,18	±	0,61		-
TN no digestato (g L $^{-1}$)	1,83	±	0,94		Data principal
Remoção de Nitrogênio total no reservatório (%)	36%	±	2%		Paavola et al. (2008); Wang et al. (2016)
N_2O_{ic} (kg)	**0,02**	**±**	**0,02**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (20S)
NO (kg)	**0,210**	**±**	**0,10**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (19S)
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	0,10	±	-		Cherubini et al. (2015)
TAN $_f$ (g L $^{-1}$)	0,98	±	0,46		-
TAN no digestato (g L $^{-1}$)	1,53	±	0,71		Data principal
Remoção de Nitrogênio total no reservatório (%)	36%	±	2%		Paavola et al. (2008); Wang et al. (2016)
Tanque de armazenamento					
CO_2 no tanque de armazenamento (kg)	**803,11**	**±**	**200,78**	**(3,3,3,3,3,na)**	Eq. (15S)
CH_4 e (g L $^{-1}$)	206,04	±	51,51		Sardá et al. (2018) apud Hollas et al. (2023)
TRH (dias)	120,00	±	30,00		Pressuposto
CH_4 no tanque de armazenamento (kg)	**0,12**	**±**	**0,12**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (14S)
B $_0$ (Nm ^{3} CH $_4$ kg $_{VS}$ $^{-1}$)	0,41	±	0,20		Wang et al. (2021); Negral et al. (2017); Renggaman et al. (2021); Morais et al. (2021); Santos e cols. (2022); Bi et al. (2019); Zhao et al. (2021);

					Khoshnevisan et al. (2021)
VS no digestato (g L^{-1})	5,40	±	4,92		Data principal
Fator de conversão de metano (kg kg^{-1})	0,08	±	0,03		Noyola et al. (2018) apud Hollas et al. (2023)
NH_3 no tanque de armazenamento (kg)	**0,16**	**±**	**0,11**	**(2,3,4,3,3,na)**	Eq. (16S)
Amônia livre (FA) no reservatório (g L^{-1})	0,021	±	0,01		
Fator de emissão de NH_3 emitido no armazenamento (kg kg^{-1})	0,085	±	0,00		Hutchings et al. (2013)
Taxa de mineralização de N orgânico (kg kg^{-1})	0,185	±	0,00		Hutchings et al. (2013)
TN no digestato (g L^{-1})	1,83	±	0,94		Anthonisen et al. (1976)
TAN no digestato (g L^{-1})	1,53	±	0,71		Data principal
Disponível NH_4^+ em armazenamento (g L^{-1})	1,58	±	1,10		Cândido et al. (2022)
pH	7,50	±	0,16		Cândido et al. (2022)
Temperatura (T)	291	±	10,45		Cândido et al. (2022)
N_2O no tanque de armazenamento (kg)	**0,01**	**±**	**0,01**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (17S)
Digastate emissão fator (kg kg^{-1})	0,01	±	0,00		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN no digestato (g L^{-1})	1,83	±	0,94		Data principal
CO_2 na bomba do motor (kg)	**0,61**	**±**	**0,24**		
Energia consumida (MJ)	50,00	±	20,15		
Fatores de emissão de CO_2 ($kg\ MJ^{-1}$)	0,01	±	0,00		Ecoinvent (2021)
CO na bomba do motor (kg)	**8,85E-04**	**±**	**3,57E-04**		
Energia consumida (MJ)	50,00	±	20,15		
Fatores de emissão de CO ($kg\ MJ^{-1}$)	1,77E-05	±	0,00		Ecoinvent (2021)
NOx na bomba do motor (kg)	**2,23E-03**	**±**	**8,98E-04**		
Energia consumida (MJ)	50,00	±	20,15		
Fatores de emissão NO_x ($kg\ MJ^{-1}$)	4,46E-05	±	0,00		Ecoinvent (2021)
SO_2 na bomba de motor (kg)	**2,09E-03**	**±**	**8,42E-04**		
Energia consumida (MJ)	50,00	±	20,15		
Fatores de emissão de SO_2 ($kg^{MJ^{-1}}$)	4,18E-05	±	0,00		Ecoinvent (2021)
N_2O na bomba de motor (kg)	**2,23E-03**	**±**	**8,98E-04**		
Energia consumida (MJ)	50,00	±	20,15		
Emissão fatores N_2O ($kg\ MJ^{-1}$)	4,46E-05	±	0,00		Ecoinvent (2021)

Saídas (emissões para a água e o solo)	**BLS (média ± dp)**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo					
Lixiviado de NO_3^- (kg)	**0,46**	**±**	**0,24**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (24S)
FracLEACH -(H	0,24	±	0,51		IPCC (2019) Cap11 - Tabela 11.3

fração lixiviada (kg kg $^{-1}$)	0,369	±	-		Cherubini et al. (2015)
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	1,18	±	0,61		-
Eficiência de remoção de TN no reservatório (%)	36%	±	2%		Paavola et al. (2008); Wang et al. (2016)
TN no digestato (g L $^{-1}$)	1,83	±	0,94		Data principal
P Lixiviado (kg)	**0,013**	**±**	**0,013**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (26S)
lixiviada - SF (%)	0,035	±	0,7%		Vanden Nest et al. (2015)
lixiviada - LF (%)	2,8%	±	0,01		Vanden Nest et al. (2015)
P no digestato (g L $^{-1}$)	0,37	±	0,37		Data principal
NO_2^- Lixiviado (kg)	**6,95E-03**	**±**	**3,60E-03**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq. (25S)
Fração lixiviada (kg kg $^{-1}$)	7,50E-03	±	0,00E+00		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	1,18	±	0,61		Data principal
Eficiência de remoção de TN no reservatório (%)	36%	±	2%		Paavola et al. (2008); Wang et al. (2016)
TN no digestato (g L $^{-1}$)	1,83	±	0,94		
Cu na fertilização (g)	**9,0**	**±**	**-**	**(2,4,5,5,4,na)**	Steinmetz et al. (2009); Vaneeckhaute et al. (2019)
Zn na fertilização (g)	**63,6**	**±**	**-**	**(2,4,5,5,4,na)**	Steinmetz et al. (2009); Vaneeckhaute et al. (2019)
Al na fertilização (g)	**113**	**±**	**-**	**(2,4,5,5,4,na)**	Steinmetz et al. (2009); Vaneeckhaute et al. (2019)
Cádmio na fertilização (g)	**8,9**	**±**	**-**	**(2,4,5,5,4,na)**	Steinmetz et al. (2009); Vaneeckhaute et al. (2019)
Cr na fertilização (g)	**346**	**±**	**-**	**(2,4,5,5,4,na)**	Steinmetz et al. (2009); Vaneeckhaute et al. (2019)
Chumbo na fertilização (g)	**6,7**	**±**	**-**	**(2,4,5,5,4,na)**	Steinmetz et al. (2009); Vaneeckhaute et al. (2019)

Nota: "Dados de monitoramento" referem-se aos valores obtidos do SISTRATES®, enquanto "Dados primários" referem-se às referências relacionadas nas Tabelas 1S, 2S e 3S.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 24S. Inventário do ciclo de vida detalhado para a planta de organomineral (S1).

Entradas	S1 (média ± dp)			Matriz de pedigree	Fonte
R $_{SF}$	0,16	±	0,05		
Eletricidade para prensa parafuso (kWh)	**0,20**	**±**	**0,07**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq.(3S)
Capacidade de prensagem (m³ h $^{-1}$)	4,00	±	0,30		Dados de monitoramento
Potência ajustada (kW)	3,54	±	0,60		Dados de monitoramento
de operação (h)	0,36	±	0,03		Dados de monitoramento

Consumo de energia elétrica para o sistema de secagem (kWh)	**2,70**	**±**	**0,95**	**(1,4,1,3,2,na)**	Eq.(3S)
Capacidade do secador (m^3 h^{-1})	0,8	±	0,30		Dados de monitoramento
Potência ajustada (kW)	13,0	±	1,99		Dados de monitoramento
de operação (hm^{-3})	1,3	±	0,53		Dados de monitoramento
Eletricidade para granulação (kWh)	**1,6**	**±**	**2**	**(3,3,2,3,3,na)**	
do granulador (ton h^{-1})	1-20'	±	-		Relatório de Bioenergia da IEA (2024); Projeto SISTÊMICO (2024)
Teor de matéria seca operacional (MS%)	0,4	±	-		
Calor residual para secagem (MJ)	**105,01**	**±**	**98,84**	**(2,3,1,3,2,na)**	
Teor de matéria seca operacional (MS%)	0,85	±	-		MAPA (2020)
Digestato de matéria seca (MS%)	1,6%	±	0,01		Dados primários
Água para evaporar (kg)	146,5	±	91,00		Eq.(5)
Consumo típico de energia (MJ kg^{-1}_{H2O})	4,6	±	3,25		Mujumdar et al. (2014)

Saídas (produtos uteis)	**S1 (média ± dp)**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Ureia evitada (kg)	**2,28**	**±**	**2,22**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq.(10S)
TSP evitado (kg)	**0,33**	**±**	**0,27**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq.(12S)
KCl evitado (kg)	**0,80**	**±**	**0,36**	**(2,3,1,3,3,na)**	Eq.(13S)
Área (ha)	0,0014	±	-	**(3,2,5,4,4,na)**	
Recomendação de fertilização com fósforo (kg $_{P2O5}$ ha^{-1})	100,00	±	27,07		(IMA, 2021); Kunz et al., 2022)
Teor de N na ureia (%)	**-**	**-**	**-**		(Cruz et al., 2017)
Teor de P no TSP (%)	**-**	**-**	**-**		(Cruz et al., 2017)
Teor de K em KCl (%)	**21%**	**±**	**-**		(Cruz et al., 2017)
Taxa de conversão de N	**43%**	**±**	**1,5%**		(Cruz et al., 2017)
de conversão de P em P_2O_5	**60%**	**±**	**1,4%**		-

de K em $_{K_2O}$	**1,00**	**±**	**-**		-

Emissões (para a atmosfera)	**S1 (média ± dp)**			**Matriz de Pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo					
$\boldsymbol{NH_3}$**(kg)**	**0,13**	**±**	**0,13**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq.(19S)
Fator de emissão de dejeto (kg kg $^{-1}$)	0,26	±	-		(Cherubini et al., 2015)
SA adicionado (kg)	3,30	±	2,05		
Fator de transferência de fertilizantes nitrogenados (kg kg $^{-1}$)	0,10	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, vol. 4. Capítulo 11
Nitrogênio total amoniacal (TAN $_f$) (g L $^{-1}$)	1,4	±	1,1		-
Nitrogênio amoniacal total (TAN $_i$) (g L $^{-1}$)	1,48	±	0,63		Dados principais
$\boldsymbol{N_2O}$ **(kg)**	**0,14**	**±**	**0,14**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq.(18S)
Fator de emissão de dejeto (kg kg $^{-1}$)	0,078	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, vol. 4. Capítulo 11
Fator de transferência de fertilizantes nitrogenados (kg kg $^{-1}$)	0,022	±	-		(MCTI, 2020)
TAN em sulfato de amônio (g L-1)	-	-	-		-
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	3,1	±	3,30		-
TAN $_{removido}$ (g L $^{-1}$)	0,07	±	0,1		-
TN $_i$ (g L $^{-1}$)	6,6	±	0,7		Dados principais
$\boldsymbol{N_2O_{ic}}$**(kg)**	**2,79E-03**	**±**	**3,41E-03**	**(2,3,2,3,3,na)**	Eq.(21S)
NO (kg)	**0,05**	**±**	**0,03**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. (20S)
Fator de emissão de dejeto (kg kg $^{-1}$)	0,1	±	-		(Cherubini et al., 2015)
Fator de transferência de fertilizantes nitrogenados (kg kg $^{-1}$)	0,011	±	-		IPCC (2019)
TAN em sulfato de amônio (g L-1)	-	-	-		-
TAN $_f$ (g L $^{-1}$)	1,45	±	1,05		Dados principais

Secagem/					
NH_3na secagem (g L $^{-1}$)	**0,01**	**±**	**0,00**	**(3,3,5,3,3,na)**	Eq. (16S)
TAN removido (%)	5%	±	3%		-
TAN no dejeto (g L $^{-1}$)	1,07	±	0,46		Dados principais
pH	7,50	±	0,16		Dados principais
Temperatura (°C)	80,00	±	10,00		(Mellmann et al., 2024)
Eletricidade gerada - produção	70,00	±	-		(Vaz et al., 2025)
calor residual	180,51	±	-		(Vaz et al., 2025)
Fator de Ponderação - Eletricidade	0,28	±	-		(Vaz et al., 2025)
Ponderação Fator - Calor residual	0,72	±	-		(Vaz et al., 2025)
Saídas (emissões para a água e o solo)	**S1 (média ± dp)**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo					
NO_3^-lixivado (kg)	**0,62**	**±**	**0,51**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. (24S)
Fator de emissão de dejeto (kg kg $^{-1}$)	0,37	±	-		(Cherubini et al., 2015)
Fator de imagens de SA(kg kg $^{-1}$)	0,71	±	-		(Campbell et al., 2025; Wang et al., 2021)
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-		
TN (g L $^{-1}$)	0,52	±	0,28		Dados principais
TN em sulfato de amônio (g L $^{-1}$)	0,69	±	0,43		-
P Lixiviado (kg)	**0,02**	**±**	**0,04**	**(2,3,1,1,3,na)**	Eq. (26S)
Perda de P no dejeto (%)	3,50%	±	0,73%		(Mancho et al., 2023); Estilos et al., 2018; Vanden Nest et al., 2015)
Perda de P TSP (%)	8,46%	±	6,08%		
P. no dejeto (g L $^{-1}$)	0,40	±	0,37		Dados principais
P adicionado por TSP (g L-1)	3,35	±	4,01		-
NO_2^-lixivado (kg)	**3,62E-04**	**±**	**2,98E-04**	**(2,3,3,3,3,na)**	Eq. (25S)

Fator de emissão de dejeto (kg kg $^{-1}$)	1,00E-03	±	0,00E+00		(Nevison , 2000)
Fator de emissão de uréia (kg kg $^{-1}$)	0,0	±	-		(Wang et al., 2021)
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-		(Wang et al., 2021)
TN $_f$ (g L $^{-1}$)	0,52	±	0,28		Dados principais
TN em ureia (g L $^{-1}$)	0,69	±	0,43		-
Cu na fertilização (g)	**7,2**	**±**	**1,4**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Zn na fertilização (g)	**51,9**	**±**	**8,1**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Al na fertilização (g)	**99**	**±**	**9**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cádmio na fertilização (g)	**1,5**	**±**	**12,9**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cr na fertilização (g)	**289**	**±**	**39**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Chumbo na fertilização (g)	**5,7**	**±**	**0,6**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários

Nota: "Dados de monitoramento" referem-se aos valores obtidos do SISTRATES®, enquanto "Dados primários" referem-se às referências relacionadas nas Tabelas 1S, 2S e 3S.
Fonte: Os Autores (2026).

Tabela 25S. Inventário do ciclo de vida detalhado para a precipitação química, módulo N e AAS (S2.1, S2.2 e S3).

Entradas	CaP em S1 (média ± dp)			CaP em S2.2 (média ± dp)			CaP em S3 (média ± dp)			Estruvita em S2.1 (média ± sd)			Matriz de pedigree	Fonte
RSF	**0,84**	**±**	**-**	**0,35**	**±**	**0,09**	**0,65**	**±**	**0,09**	**0,35**	**±**	**0,05**	-	Eq. (1S)
Consumo de energia elétrica para o módulo N (kWh)	**2,27**	**±**	**1,06**	**1,83**	**±**	**1,05**	-	-	-	**1,41**	**±**	**1,04**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Cândido et al., 2022)
Consumo de energia para remoção de amônia (kWh kg $_{NH_3\text{-}N}$ $^{-1}$)	**2,04**	**±**	**0,26**	**2,04**	**±**	**0,26**	-	-	-	**2,04**	**±**	**0,26**		(Cândido et al., 2022)
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	**1,11**	**±**	**0,50**	**0,90**	**±**	**0,50**	-	-	-	**0,69**	**±**	**0,50**		Dados primários
Eletricidade para agitação rápida (Módulo P) (kWh)	**0,02**	**±**	**0,00**	**0,02**	**±**	**0,00**	**0,02**	**±**	**0,00**	**0,02**	**±**	**0,00**	**(1,4,1,1,1,na)**	Eq.(3S)
Potência ajustada (kW)	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32	2,12	±	0,32		Dados de monitoramento
Vazão (m³ h $^{-1}$)	8,33	±	0,84	8,33	±	0,84	8,33	±	0,84	8,33	±	0,84		(Cândido et al., 2022)
de operação (h)	16,00	±	-	16,00	±	-	16,00	±	-	16,00	±	-		Dados de monitoramento
Eletricidade para prensa parafuso (kWh)	**0,010**	**±**	**0,01**	**0,010**	**±**	**0,01**	**0,010**	**±**	**0,01**	**0,012**	**±**	**0,00**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq.(3S)
Capacidade de prensagem (m³ h $^{-1}$)	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61	4,00	±	0,61		Dados de monitoramento
Potência ajustada (kW)	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54	3,54	±	0,54		Dados de monitoramento
de operação (h)	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04	0,25	±	0,04		Dados de monitoramento

Eletricidade para o sistema de secagem (kWh)	**0,60**	**±**	**0,87**	**0,60**	**±**	**0,87**	**0,60**	**±**	**0,87**	**0,68**	**±**	**0,82**	**(1,4,1,3,2,na)**	Eq.(3S)
Capacidade do secador ($m^3\ h^{-1}$)	0,25	±	0,30	0,25	±	0,30	0,25	±	0,30	0,25	±	0,30		Dados de monitoramento
Potência ajustada (kW)	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99	13,00	±	1,99		Dados de monitoramento
de operação (h)	4,0	±	4,76	4,0	±	4,76	4,0	±	4,76	4,0	±	4,76		Dados de monitoramento
Eletricidade para AAS (kWh)	-	-	-	-	-	-	**0,61**	**±**	**0,38**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Kar et al., 2023)
Total de eletricidade consumida ($kWh\ kg^{-1}{}_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	0,90	±	0,31	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido ($g\ L^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,95	±	0,50	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80%	±	0,02%	-	-	-		(Kar et al., 2023)
Calor residual para secagem (MJ)	**50,86**	**±**	**54,01**	**50,86**	**±**	**54,01**	**50,86**	**±**	**54,01**	**57,48**	**±**	**61,20**	**(2,3,1,3,2,na)**	-
Teor de matéria seca operacional (MS%)	0,7	±	-	0,7	±	-	0,7	±	-	0,7	±	-		Brasil (2020)
Digestato de matéria seca (MS%)	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%	4,8%	±	2,1%		Dados primários
MM - Precipitado ($g\ mol^{-1}$)	310,18	±	-	310,18	±	-	310,18	±	-	245,41	±	-		Tabela periódica
MM - (PO_4^{3-}) ($g\ mol^{-1}$)	94,97	±	-	94,97	±	-	94,97	±	-	94,97	±	-		Tabela periódica
P_i ($g\ L^{-1}$)	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06		Dados primários
Eficiência de remoção de P - Fosfato de cálcio (%)	95%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
remoção de P Eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	91,5%	±	8,0%		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
Massa precipitada ($g\ L^{-1}$)	0,56	±	0,37	0,56	±	0,37	0,56	±	0,37	0,63	±	0,42		Eq.(6S)
Água para evaporar (kg)	11,06	±	8,76	11,06	±	8,76	11,06	±	8,76	12,50	±	9,95		Eq.(7S)
Consumo típico de energia ($MJ\ kg^{-1}{}_{H2O}$)	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25	4,6	±	3,25		(Mujumdar et al., 2014)
Calor residual para remoção de amônia (MJ)	**-**	-	**-**	-	-	-	**0,8**	**±**	**0,50**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Kar et al., 2023)
Calor residual para secagem (MJ) - alocado	-	-	-	-	-	-	0,70	±	0,51	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Vaz et al., 2025)
Alocação de energia para os impactos ambientais da seca	-	-	-	-	-	-	0,74	±	0,23	-	-	-		(Vaz et al., 2025)
Calor necessário ($kWh\ kg^{-1}{}_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	1,2	±	0,40	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido ($g\ L^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,95	±	0,50	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80%	±	0%	-	-	-		(Kar et al., 2023)
$Ca(OH)_2$ para fosfato de cálcio (kg)	**0,35**	**±**	**0,03**	**0,35**	**±**	**0,03**	**0,35**	**±**	**0,03**	**-**	**-**	**-**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq. (9S)
Ca $(OH)_2$ adicionado (%, mv^{-1})	10%	±	-	10%	±	-	10%	±	-	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
P_i ($g\ L^{-1}$)	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	-	-	-		Dados primários
P_i ($mol\ L^{-1}$)	0,0032	±	0,002	0,0032	±	0,002	0,0032	±	0,002	-	-	-		Dados primários
Ca_i ($g\ L^{-1}$)	0,23	±	0,07	0,23	±	0,07	0,23	±	0,07	-	-	-		Dados primários

Ca $_i$ (mol L $^{-1}$)	0.000	±	0,002	0.000	±	0,002	0.000	±	0,002	-	-	-		Dados primários
Relação molar - Ca:P	1,5	±	-	1,5	±	-	1,5	±	-	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
MM - Ca(OH) $_2$ (g mol $^{-1}$)	74.076	±	-	74.076	±	-	74.076	±	-	-	-	-		Tabela periódica
Teor de cal	54%	±	-	54%	±	-	54%	±	-	-	-	-		-
$Ca(OH)_2$para remoção de amônia (kg)	**-**	-	**-**	**-**	-	**-**	**0,8**	**±**	**0,48**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Kar et al., 2023)
Cal - $Ca(OH)_2$, 10% mv $^{-1}$ (kg kg $^{-1}$ $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	1,14	±	0,39	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,95	±	0,50	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80%	±	0%	-	-	-		(Kar et al., 2023)
Água potável para remoção de amônia do ar (kg)	**-**	-	**-**	**-**	-	**-**	**0,2**	**±**	**0,12**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Kar et al., 2023)
Água da sessão (kg kg $^{-1}$ $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	0,28	±	0,10	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,95	±	0,50	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80%	±	0%	-	-	-		(Kar et al., 2023)
Ácido sulfúrico (H_2SO_4) para disponibilidade de P (kg)	-	-	-	**0,48**	**±**	**0,00**	**0,48**	**±**	**0,00**	**0,48**	**±**	**0,00**	**(2,3,1,1,4,na)**	Eq. (8S)
MM - H_2SO_4 (g mol $^{-1}$)	-	-	-	98,08	±	-	98,08	±	-	98,08	±	-		Tabela periódica
MM - $CaCO_3$ (g mol $^{-1}$)	-	-	-	100,09	±	-	100,09	±	-	100,09	±	-		Tabela periódica
Alcalinidade (g CaCO3 L -1)	-	-	-	5,78	0,00	0,02	5,78	0,00	0,02	5,78	0,00	0,02		Dados primários
H_2SO_4 para remoção de amônia do ar (kg)	**-**	-	**-**	**-**	-	**-**	**2,0**	**±**	**1,2**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Kar et al., 2023)
H_2SO_4 (kWh $^{kg^{-1}}$ $_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	2,60	±	0,89	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,95	±	0,50	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	0,80	±	0,00	-	-	-		(Kar et al., 2023)
MgO para redução de estruvita (kg)	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**0,29**	**±**	**0,44**	**(2,3,1,3,4,na)**	Razão molar estequiométrica
MM - MgO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**40,30**	**±**	**-**		Tabela periódica
MM - $MgCl_2$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**95,21**	**±**	**-**		Tabela periódica
Mg^{2+} (mol L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,005**	**±**	**0,004**		Dados primários
Conteúdo de NH_4^+ (mol L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,096**	**±**	**0,02**		Dados primários
de PO_4^{3-} (mol L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,007**	**±**	**0,01**		Dados primários
Proporção molar de estruvita considerada (1:1:1)														(Warmadewanthi et al., 2020)

Saídas (produtos úteis)	**CaP em S1 (média ± dp)**			**CaP em S2.2 (média ± dp)**			**CaP em S3 (média ± dp)**			**Estruvita em S2.1 (média ± sd)**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Ureia evitada (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,59**	**±**	**0,00**	**(3,2,5,4,4,na)**	Eq.(10S)
AS evitado	-	-	-	-	-	-	**3,19**	**±**	**1,68**	-	-	-		Eq.(11S)
TSP evitado (kg)	**0,65**	**±**	**1,13**	**0,75**	**±**	**0,50**	**0,75**	**±**	**0,50**	**0,74**	**±**	**0,49**	**(1,3,1,1,1,na)**	Eq.(12S)
Área (ha)	**0,0032**	**±**	**0,0108**	**0,0032**	**±**	**0,0108**	**0,0032**	**±**	**0,0108**	**0,0032**		**0,0105**	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Recomendação de fertilização com fósforo (kg $_{P2O5}$ ha $^{-1}$)	**100,00**	**±**	**27,07**	**100,00**	**±**	**27,07**	**100,00**	**±**	**27,07**	**100,00**	**±**	**27,07**		(IMA, 2021; Kunz et al., 2022)

Área AS(ha)	**-**	**-**	**-**	**0,010**	**±**	**0,004**	**0,009**	**±**	**0,004**	**-**	**-**	**-**	**(3,2,5,4,4,na)**	-
Área de estruvita (ha)	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**0,001**	**±**	**0,001**	**-**	**-**	**-**		-
Recomendação de fertilização nitrogenada (kg $_{N}$ ha $^{-1}$)	**-**	**-**	**-**	**80,00**	**±**	**26,46**	**80,00**	**±**	**26,46**	**80,00**	**±**	**26,46**		(IMA, 2021; Kunz et al., 2022)
Teor de N na ureia (%)	0,45	±	-	45%	±	-	45%	±	-	45%	±	-		(Cruz et al., 2017)
Teor de P no TSP (%)	0,43	±	0,02	43%	±	1,5%	43%	±	1,5%	43%	±	1,5%		(Cruz et al., 2017)
Teor de K em KCl (%)	0,60	±	0,01	60%	±	1,4%	60%	±	1,4%	60%	±	1,4%		(Cruz et al., 2017)
Taxa de conversão de N	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-	1,00	±	-		(Cruz et al., 2017)
$_{\text{de conversão}}$ de P em $_{P_2O_5}$	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-	2,29	±	-		Conversão estequiométrica
de K em $_{K_2O}$	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-	1,20	±	-		Conversão estequiométrica
Fosfato de cálcio ($Ca_3(PO_4)_2$) (kg)	**0,55**	**±**	**0,37**	**0,56**	**±**	**0,37**	**0,56**	**±**	**0,37**	**2,64**	**±**	**1,39**	**(1,3,1,1,1,na)**	Conversão estequiométrica
MM (g mol $^{-1}$)	418,27	±	-	418,27	±	-	418,27	±	-	418,27	±	-		Tabela periódica
P_i (g L $^{-1}$)	0,103	±	0,06	0,098	±	0,06	0,098	±	0,06	1,17	±	0,60		Dados primários
remoção de P eficiência (%)	95%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%		(Cândido et al., 2022)
remoção de eficiência de cálcio (%)	45%	±	19%	45%	±	19%	45%	±	19%	45%	±	19%		(Cândido et al., 2022)
Teor de P em $(Ca_3(PO_4)_2)$	14,81%	±	-	14,81%	±	-	14,81%	±	-	14,81%	±	-		Conversão estequiométrica
Estruvita ($NH_4MgPO_4.6H_2O$) (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,63**	**±**	**0,42**	**(1,3,1,1,1,na)**	Conversão estequiométrica
MM (g mol $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	245,41	±	-		Dados primários
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83	±	0,19		Dados primários
P_i (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	±	0,06		Dados primários
Teor de N sem $MgNH_4PO_4.6H_2O$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6%	±	-		Conversão estequiométrica
Teor de P sem $MgNH_4PO_4.6H_2O$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13%	±	-		Conversão estequiométrica
Eficiência de remoção de P (módulo N) (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	91,50%	±	8%		(Cândido et al., 2022)
remoção de P eficiência (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,05%	±	7,90%		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
remoção de eficiência TAN (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63	±	0,42		Razão molar (1:1:1)
Sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$) (kg)	-	-	-	-	-	-	**3,19**	**±**	**1,68**	**-**	**-**	**-**		Conversão estequiométrica
Fator de conversão estequiométrico (kg AS kg $^{-1}$ $_{\text{TAN removido}}$)	-	-	-	-	-	-	4,71	±	-	-	-	-		Kar et al. (2023)
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,95	±	0,50	-	-	-		Dados principais
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80,00%	±	0,02%	-	-	-		(Kar et al., 2023)
Reutilização de água	**0,70**	**±**	**0,43**	**0,70**	**±**	**0,43**	**0,70**	**±**	**0,43**	**0,70**	**±**	**0,43**	**(1,3,1,1,1,na)**	Balanço de massa
$_{\text{Lodo}}$ R_{xel}	0,09	±	0,002	0,09	±	0,002	0,09	±	0,002	0,09	±	0,002		(Cândido et al., 2022)
R_{SF} - Precipitação química (mL L $^{-1}$)	147,32	±	19,49	147,32	±	19,49	147,32	±	19,49	147,32	±	19,49		(Cândido et al., 2022)

TS_i (g L^{-1})	12,52	±	1,79	12,52	±	1,79	12,52	±	1,79	12,52	±	1,79		(Cândido et al., 2022)
TS_{LF} (g L^{-1})	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06	0,10	±	0,06		(Cândido et al., 2022)
TS_{SF} (g L^{-1})	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84	8,29	±	1,84		(Cândido et al., 2022)

Emissões (para a atmosfera)	**CaP em S1 (média ± dp)**		**CaP em S2.2 (média ± dp)**		**CaP em S3 (média ± dp)**		**Estruvita em S2.1 (média ± sd)**		**Matriz de pedigree**	**Fonte**
CO_2em módulo N (kg)	**46,3**	**±5,4**	**46,3**	**±5,4**	-		**46,3**	**±5,4**	**(2,1,3,3, 4,na)**	Eq. (15S)
CH_4e (g L-1)	11,9	±1,38	11,9	±1,38	-		11,9	±1,38		Sardá et al. (2018) apud Hollas et al. (2023)
TRH (dias)	15,6	±1,81	15,6	±1,81	-		15,6	±1,81		Cândido et al. (2022)
CH_4em N módulo (kg)	**0,05**	**±0,04**	**0,05**	**±0,04**	-		**0,05**	**±0,04**	**(1,3,1,2, 2,na)**	Eq. (14S)
B0 (Nm³ CH4 kgVS -1)	0,4	±0,2	0,4	±0,2	-		0,4	±0,2		Wang et al. (2021); Negral et al. (2017); Renggaman et al. (2021); Morais et al. (2021); Santos e cols. (2022); Bi et al. (2019); Zhao et al. (2021); Khoshnevisan et al. (2021)
Eficiência de remoção por AD (%)	59%	±24%	59%	±24%	-		59%	±24%		Cândido et al. (2022)
Sólidos voláteis inicial (VSi)	2,4	±1,3	2,2	±1,3	-		2,2	±1,3		Dados primários
Fator de conversão de metano (kg kg-1)	0,1	±-	0,1	±-	-		0,1	±-		Noyola et al. (2018) apud Hollas et al. (2023)
NH_3em N módulo (kg)	**3,91E-04**	**±3,09E-04**	**3,91E-04**	**±3,09E-04**	-		**2,06E-04**	**±4,94E-05**	**(2,3,5,5, 4,na)**	Eq. (16S)
Amônia livre (FA) em tanques de remoção de N (g L-1)	2,1E-04	±4,9E-05	2,1E-04	±4,9E-05	-		**2,6E-04**	**±6,3E-05**		Dados primários
TAN no digestato (g L-1)	1,32	±1,04	0,69	±0,16	-		**0,90**	**±0,21**		Anthonisen et al. (1976)
NH4+ f (g L-1)	9,43E-03	±2,2E-03	9,43E-03	±2,2E-03	-		**1,22E-02**	**±2,9E-03**		Dados primários
pH	7,50	±0,16	7,50	±0,16	-		7,50	±0,16		Dados primários
Temperatura (K)	298	±10	298	±10	-		298	±10		Cândido et al. (2022)
Eficiência total de remoção de nitrogênio amoniacal (%)	98,6%	±2,1%	98,6%	±2,1%	-		98,6%	±2,1%		-
N_2Oem N módulo (kg)	**2,9E-03**	**±9,9E-04**	**2,6E-03**	**±2,2E-03**	-		**2,0E-03**	**±9,6E-04**	**(1,3,2,1,1,na)**	Cândido et al. (2022)
fator de aplicações (kg kg-1)	5E-03	±-	5E-03	±-	-		5E-03	±-		Eq. (18S)
Eficiência de remoção de Nitrogênio total (%)	76,6%	±8,7%	76,6%	±8,7%	-		76,6%	±8,7%		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.24, Vol. 4. Capítulo 11
TN_i($g\ L^{-1}$)	1,58	±0,51	1,07	±0,51	-		1,39	±1,20		
TN_f($g\ L^{-1}$)	0,4	±0,1	0,3	±0,1	-		0,3	±0,1		Dados primários
					Aplicação no solo					
NH_3 (kg)	-	- -	-	- -	**0,08**	**± 0,04**	**0,01**	**± 0,01**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq.(19S)
NH_3 - SA (kg)	-	- -	-	- -	0,08	± 0,04	0,01	± 0,010	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq.(19S)
NH_3 - Estruvita (kg)	-	- -	-	- -	-	- -	0.000	± 0,00		Eq.(19S)
Fator de emissão do dejeto (kg kg^{-1})	-	- -	-	- -	0,26	± -	0,26	± -		(Cherubini et al., 2015)
($Ca_3(PO_4)_2$) fator de envio (kg kg^{-1})	-	- -	-	- -	0,00	± -	0,00	± -		-

Fator de transferência de fertilizantes nitrogenados (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,1	±	-	0,10	±	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, vol. 4. Capítulo 11
Fator de emissão de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,05	±	0,03	0,05	±	0,03		(Wester-Larsen et al., 2022; Brye et al., 2022)
Nitrogênio amoniacal total final (TAN_f) (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,190	±	0,100	0,024	±	0,017		Dados primários
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	±	0,09		Dados primários
Remoção eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,9%	±	6,1%		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80,0%	±	0,0%		(Kar et al., 2023)
N_2O (kg)	-	-	-	-	-	-	**0,02**	**±**	**0,01**	**0,003**	**±**	**0,00**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq.(18S)
N_2O- AS (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,003	±	0,00		Eq.(18S)
N_2O- Estruvita (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0000	±	0,00		Eq.(18S)
$(Ca_3(PO_4)_2)$ fator de envio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0	±	-	0	±	-		-
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,01	±	-	0,01	±	-		(Cherubini et al., 2015)
Fator de transferência de fertilizantes nitrogenados (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,022	±	-	0,022	±	-		(MCTI, 2020)
Fator de emissão de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	0,002	±	0,001	0,002	±	0,001		(Brye et al., 2022)IPCC (2019) Cap. 11 – Emissões de N_2O e NO_x de solos gerenciados
TN_i (g L $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	2,16	±	0,33	2,16	±	0,33		Dados primários
N_2O_{ic}(kg)	-	-	-	-	-	-	**1,87E-04**	**±**	**2,84E-04**	**6,74E-06**	**±**	**1,03E-05**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (21S)
N_2O_{ic}- AS (kg)	-	-	-	-	-	-	**1,87E-04**	**±**	**2,84E-04**	-	-	-		Eq. (21S)
N_2O_{ic}- Estruvita (kg)	-	-	-	-	-	-	**1,86E-04**	**±**	**1,94E-04**	**6,74E-06**	**±**	**1,03E-05**		Eq. (21S)
NO (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,01**	**±**	**0,00**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (20S)
NO - AS (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		Eq. (20S)
NO- Estruvita (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,67E-04**	**±**	**1,63E-04**		Eq. (20S)
$(Ca_3(PO_4)_2)$ fator de envio (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**	**±**	-		-
Fator de emissão de digestato (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,10**	**±**	-		(Cherubini et al., 2015)
Fator de transferência de fertilizantes nitrogenados (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,011**	**±**	-		IPCC (2019) Tabela 11.3, p. 11.26, vol. 4. Capítulo 11
Fator de emissão de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,018**	**±**	**0,009**		Brye et al., 2022; IPCC (2019) Cap. 11 – Emissões de N_2O e NO_x de solos gerenciados

TAN no digerido (g L^{-1})	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**2,10**	±	**0,49**		Dados primários
Remoção eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**11,9%**	±	**6,1%**		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**80,0%**	±	**0,0%**		(Kar et al., 2023)
Alocação dos impactos ambientais														
Fator de Ponderação - Eletricidade	0,26	±	-	0,26	±	-	0,26	±	-	0,26	±	-		(Vaz et al., 2025)
Ponderação Fator - Calor residual	0,74	±	-	0,74	±	-	0,74	±	-	0,74	±	-		(Vaz et al., 2025)
NH_3no módulo P (kg)	**0,01**	**±**	**0,01**	**0,05**	**±**	**0,04**	**0,00**	**±**	**0,00**	**0,93**	**±**	**0,54**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (16S)
Amônia livre (FA) em tanques de negociação de P (g L^{-1})	0,01	±	2,22E-03	0,05	±	0,04	0,03	±	0,01	0,93	±	0,53		Anthonisen et al. (1976)
TAN no digerido (g L^{-1})	1,32	±	1,04	0,12	±	0,09	1,36	±	0,32	2,10	±	1,19		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	80,00%	±	0,02%	80,00%	±	0,02%	80,00%	±	0,02%		(Kar et al., 2023)
pH	9	±	-	9	±	-	7,5	±	-	9	±	-		(Cândido et al., 2022)
Temperatura (T)	298	±	10	298	±	10	298	±	10	298	±	10		(Cândido et al., 2022)
Eficiência de remoção de Nitrogênio amoniacal total (%)	98,6%	±	2,1%	-	-	-	-	-	-	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
AAS														
CO_2em Stripping (kg)	**-**	**-**	**-**	-	-	-	**0,5**	±	**0,32**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	(Kar et al., 2023)
CO_2 como CO_3 /HCO_3 (kg $kg^{-1}_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	0,68	±	0,23	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido (g L^{-1})	-	-	-	-	-	-	1,54	±	0,36	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80%	±	0%	-	-	-		(Kar et al., 2023)
CO_2 como $CaCO_3$ ($kg^{kg^{-1}}_{TAN\ removido}$)	-	-	-	-	-	-	-0,01	±	0,002	-	-	-		(Kar et al., 2023)
TAN no digerido (g L^{-1})	-	-	-	-	-	-	1,54	±	0,36	-	-	-		Dados primários
Remoção Eficiência - Remoção de ar (%)	-	-	-	-	-	-	80%	±	0,02%	-	-	-		(Kar et al., 2023)

Saídas (emissões para a água e o solo)	**CaP em S1 (média ± dp)**			**CaP em S2.2 (média ± dp)**			**CaP em S3 (média ± dp)**			**Estruvita em S2.1 (média ± sd)**			**Matriz de pedigree**	**Fonte**
Aplicação no solo														
NO_3^-lixivado (kg)	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**0,95**	**±**	**0,56**	**1,24E-03**	**±**	**0,00**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (24S)
NO_3^-SA	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**0,95**	**±**	**0,56**	-	-	-	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (24S)
NO_3^-Estruvita	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	-	-	-	**0,03**	**±**	**0,02**	**(2,3,1,3,4,na)**	Eq. (24S)
Fração lixiviada de fosfato de cálcio (kg kg^{-1})	-	-	-	**-**	**-**	**-**	-	-	-	-	-	-		-
Fator de emissão de sulfato de amônio (kg kg^{-1})	-	-	-	**-**	**-**	**-**	0,30	-	-	0,30	-	-		(Campbell et al., 2025)
Fração lixiviada de estruvita (kg kg^{-1})	-	-	-	**-**	**-**	**-**	0,065	±	0,022	0,065	±	0,022		(Leon et al., 2024)
TN_f (g L^{-1})	-	-	-	**-**	**-**	**-**	1,07	±	0,33	1,07	±	0,33		Dados primários

Nitrogênio total Remoção Eficiência (%)	-	-	-	-	-	-	11,9%	±	7,9%	-	-	-		Proporção molar (1:1:1)
P Lixiviado (kg)	**0,004**	**±**	**0,003**	**0,003**	**±**	**0,01**	**0,003**	**±**	**0,01**	**1,85E-04**	**±**	**2,72E-04**	**(2,3,1,1,3,na)**	Eq. (26S)
Fração lixiviada de fosfato de cálcio (kg kg $^{-1}$)	0,0282	±	-	2,8%	±	0,061	2,8%	±	0,061	0,028	±	0,061		(Mancho et al. 2023; Gikonyo et al., (2010)
Fração lixiviada de estruvita (kg kg $^{-1}$)	-	-	-	0,24%	±	0,003	0,24%	±	0,003	0,0024	±	0,003		(Mancho et al., 2023)
P_i (g L $^{-1}$)	0,16	±	0,15	0,15	±	0,06	0,15	±	0,06	0,10	±	0,06		Dados primários
remoção de P eficiência (%)	95%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
Remoção eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	88,9%	±	7,9%		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
Qntd de P (g L $^{-1}$)	0,27	±	0,14	0,14	±	0,06	0,14	±	0,06	0,09	±	0,06		-
Cu na fertilização (g)	**9,0**	**±**	**0**	**9,0**	**±**	**0**	**9,0**	**±**	**0**	**9,0**	**±**	**0**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Zn na fertilização (g)	**63,6**	**±**	**0**	**63,6**	**±**	**0**	**63,6**	**±**	**0**	**63,6**	**±**	**0**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Al na fertilização (g)	**113**	**±**	**0**	**113**	**±**	**0**	**113**	**±**	**0**	**113**	**±**	**0**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cádmio na fertilização (g)	**8,9**	**±**	**0**	**8,9**	**±**	**0**	**8,9**	**±**	**0**	**8,9**	**±**	**0**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Cr na fertilização (g)	**346**	**±**	**0**	**346**	**±**	**0**	**346**	**±**	**0**	**346**	**±**	**0**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Chumbo na fertilização (g)	**6,7**	**±**	**0**	**6,7**	**±**	**0**	**6,7**	**±**	**0**	**6,7**	**±**	**0**	**(2,4,5,5,4,na)**	Dados primários
Água de reuso														
NH_3 para o rio (kg)	**0,02**	**±**	**0,007**	**0,01**	**±**	**0,007**	**0,177**	**±**	**0,13**	**0,01**	**±**	**0,007**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Cândido et al., 2022)
TAN no digerido (g L $^{-1}$)	1,32	±	0,50	0,90	±	0,50	1,54	±	0,39	0,69	±	0,50		Dados primários
Amônia livre (FA) em tanques de pesca de P (g L-1)	-	-	-	0,14	±	0,03	0,03	±	0,01	0,93	±	0,53		
Eficiência total de remoção de nitrogênio amoniacal (%)	98,6%	±	2,1%	-	-	-	-	-	-	-	-	-		(Cândido et al., 2022)
Remoção Eficiência - AAS (%)	ara-	-	-	80%	±	0,02%	80%	±	0,02%	80%	±	0,02%		
remoção de TAN Eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	11,9%	±	7,9%	11,9%	±	7,9%	11,9%	±	7,9%		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
NO_2^- para o rio (g)	**5,90**	**±**	**9,60**	**4,02**	**±**	**6,74**	**0,00**	**±**	**0,00**	**3,10**	**±**	**5,39**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Cândido et al., 2022)
TAN no digerido (mg L $^{-1}$)	1.318,43	±	499,66	898,81	±	499,66	1543,39	±	363,72	693,44	±	499,66		Dados primários
TAN (mg L $^{-1}$)	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95		(Cândido et al., 2022)
N-NO^{2-} (mg L $^{-1}$)	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09	5,14	±	8,09		(Cândido et al., 2022)
Relação N-NO^{2-}/TAN	0,00	±	0,01	4,47E-03	±	0,01	4,47E-03	±	0,01	4,47E-03	±	0,01		(Cândido et al., 2022)
NO_3^- para o rio (g)	**239,34**	**±**	**115,58**	**163,16**	**±**	**103,02**	**0,00**	**±**	**0,00**	**125,88**	**±**	**98,22**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Cândido et al., 2022)
TAN no digerido (mg L $^{-1}$)	1.318,43	±	499,66	898,81	±	499,66	1543,39	±	363,72	693,44	±	499,66		Dados primários
TAN (mg L $^{-1}$)	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95	1147,67	±	170,95		(Cândido et al., 2022)
N-NO^{3-} (mg L $^{-1}$)	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09	208,34	±	54,09		(Cândido et al., 2022)
Relação N-NO^{3-}/TAN	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05	0,18	±	0,05		(Cândido et al., 2022)
DBO para o rio (kg)	**0,25**	**±**	**0,32**	**0,41**	**±**	**0,32**	**0,41**	**±**	**0,32**	**0,41**	**±**	**0,32**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Cândido et al., 2022)
Consumo de COT (%)	89%	±	5%	89%	±	5%	89%	±	5%	89%	±	5%		(Cândido et al., 2022)
TOC (1) (g L $^{-1}$)	0,65	±	0,82	1,06	±	0,82	0,89	±	0,05	1,06	±	0,82		

DQO para o rio (kg)	**0,43**	**±**	**0,54**	**0,70**	**±**	**0,54**	**0,70**	**±**	**0,54**	**0,70**	**±**	**0,54**	**(1,4,1,1,1,na)**	(Hollas et al., 2023)
P para o rio (kg)	**0,01**	**±**	**0,04**	**0,05**	**±**	**0,07**	**0,05**	**±**	**0,07**	**0,05**	**±**	**0,07**	**(1,4,1,1,1,na)**	Balanço de massa
P_i (g L-1)	0,008	±	0,05	0,08	±	0,05	0,29	±	0,15	0,08	±	0,05		
remoção de P eficiência - Estruvita (%)	-	-	-	91,50%	±	8,00%	91,50%	±	8,00%	91,50%	±	8,00%		(Kumar & Pal , 2015; Nagarajan et al., 2019; Rahman et al., 2011; Romero- Güiza et al., 2015)
Eficiência de remoção de P - Fosfato de cálcio (%)	0,95	±	0,04	80%	±	4%	95%	±	4%	95%	±	4%		(Cândido et al., 2022)

Nota: "Dados de monitoramento" referem-se aos valores obtidos do SISTRATES®, enquanto "Dados primários" referem-se às referências relacionadas nas Tabelas 1S, 2S e 3S.
Fonte: Os Autores (2026).

7.6.3 Inventário econômico

Os dados econômicos coletados diretamente da literatura foram extraídos sem qualquer ajuste inicial, preservando o ano base, a moeda de origem e a escala produtiva reportada por cada autor. Estes estão apresentados na Tabela 26S para garantir transparência e rastreabilidade total das informações econômicas de origem.

Tabela 26S. Inventário econômico detalhado dos componentes tecnológicos avaliados, incluindo dados de CAPEX e OPEX compilados da literatura e de fornecedores

Componentes	CAPEX	Unidade	Capacidade instalada	Unidade	OPEX	Unidade	Referências
CSTR	1.588.282,94	USD	1.741.375,69	Nm³ CH_4 ano^{-1}	-	-	Gomes et al. (2022)
	-	-	-	-	12.000,00	€ ano^{-1}	Sánchez-Martín et al. (2023)
	171.454,49	USD	700,00	m³ reactor	1.158,84	USD $mês^{-1}$	Hollas et al. (2023)
	1.472.000,00	R$	750,00	m³ reactor	-		Biokholer (PR, 2025)
	-	-	-	-	15.000,00	USD ano^{-1}	Penn State Extension (2025)
	5.050,00	USD Nm^{-3} h^{-1}	100-500	Nm3 h^{-1}	0,07	USD Nm^{-3} h^{-1}	IRENA (2013)
	7.310,00	USD Nm^{-3} h^{-1}	100-500	Nm3 h^{-1}	0,17	USD Nm^{-3} h^{-1}	IRENA (2013)
	188.000,00	€	2.500,00	ton ano^{-1}	3.300,00	€ ano^{-1}	BIP (2023)
BLC	780.136,02	R$	1.424.763,46	Nm³ CH_4 ano^{-1}	0,058	$R\$ Nm^{-3}$ ano^{-1}	Gomes et al. (2022)
	155.703,71	R$	1.500,00	m³ reactor	30,74	$R\$ ano^{-1}$	Vaz et al. (2025)
	44.157,10	USD	2.500,00	m³ reactor	1.158,84	USD $mês^{-1}$	Hollas et al. (2023)
	230.000,00	R$	1.260,00	m³ reactor	-	-	Granja Kist e Froelich (RS, 2025)
Escala completa: BLC + upgranding	830.648,00	R$	46,00	m³ d^{-1}	0,38	$R\$ Nm^{-3}$ ano^{-1}	I17 (2022)
Upgranding - PSA	119.805,78	€	250	Nm³ h^{-1}	25.000,00	€ ano^{-1}	Sánchez-Martín et al. (2023)
	1.200,00	€ Nm^{-3}	2000	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	1.750,00	€ Nm^{-3}	1250	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	3.000,00	€ Nm^{-3}	500	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)

Upgranding - Water Scrubbing	1.300,00	€ Nm^{-3}	2100	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	1.500,00	€ Nm^{-3}	1000	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	5.100,00	€ Nm^{-3}	100	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
Upgranding - Membrane Separation	1.800,00	€ Nm^{-3}	1500	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	2.000,00	€ Nm^{-3}	800	Nm³ h^{-1}	-	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	6.000,00	€ Nm^{-3}	40	Nm³ h^{-1}	25.000,00	€ ano^{-1}	Sánchez-Martín et al. (2023)
Upgranding	1.950,00	USD Nm^{-3} h^{-1}	100	Nm³ h^{-1}	0,02	%CAPEX	IRENA (2013)
	2.600,00	USD Nm^{-3} h^{-1}	100	Nm³ h^{-1}	0,03	%CAPEX	IRENA (2013)
	4.400,00	USD Nm^{-3} h^{-1}	100	Nm³ h^{-1}	0,02	USD Nm^{-3} ano^{-1}	IRENA (2013)
	5.950,00	USD Nm^{-3} h^{-1}	100	Nm³ h^{-1}	0,10	USD Nm^{-3} ano^{-1}	IRENA (2013)
Transport cost (USD m^{-3})	-	-	-	-	5,4	R$ m^{-3}	Frimato (RS, 2025)
	-	-	-	-	10,8	R$ m^{-3}	Frimato (RS, 2025)
	-	-	-	-	8,1	R$ m^{-3}	Biokholer (PR, 2025)
	-	-	-	-	16,2	R$ m^{-3}	Biokholer (PR, 2025)
	-	-	-	-	16,2	R$ m^{-3}	MWM (PR, 2025)
	-	-	-	-	29,7	R$ m^{-3}	MWM (PR, 2025)
SLS	0,63	€ m^{-3}	10.715,00	m³ ano^{-1}	0,04	€ m^{-3}	Herbes et al. (2020)
SLS	29.367,25	USD	200,00	m³ d^{-1}	198,49	USD $mês^{-1}$	Hollas et al. (2023)
SLS	20.000,00	€	30.000,00	m³ ano^{-1}	0,4-0,5	kwh m^{-3}	IEA Bioenergy (2015)
Secador por correia	300.000,00	€	30	m³ d^{-1}	3,30	€ kWh -1	Bolzonella et al. (2018)
	32,32	€ m^{-3}	30	m³ d^{-1}	-	-	Bolzonella et al. (2018)
	420.000,00	USD	40	Ton d^{-1}	-	-	AMPC (2018)
	29,61	€ m^{-3}	10715,00	m³ ano^{-1}	7,11	€ m^{-3}	Herbes et al. (2020)
	13,97	€ m^{-3}	42860,00	m³ ano^{-1}	3,19	€ m^{-3}	Herbes et al. (2020)
Sistema de acidificação (S2.1; S2.2 e S3)	20.000,00	€	274	Ton d^{-1}	0,2	€ ton−1 dejeto processado	Vrieze et al. (2019)
	80.000,00	€	200	m³ d^{-1}	-	-	Daumer et al. (2010)
	20.000,00	R$	1	m³ d^{-1}	-	-	Dobrachinski et al. (2026) Dados não publicados
	-	-	-	-	5,31	kg H_2SO_4 m^{-3} digestato	Eq. (xS)
	-	-	-	-	4,72	kg H_2SO_4 m^{-3} digestato	Eq. (xS)
	-	-	-	-	5,89	kg H_2SO_4 m^{-3} digestato	Eq. (xS)
Precipitação de estruvita	6.000,00	€ ton-1			0,35	€ ton-1	Vrieze et al. (2019)
	-	-	-	-	0,50	kWh ton^{-1}	Vrieze et al. (2019)
	-	-	-	-	140,00	USD ton^{-1}	Peng et al. (2018)
	3.135.000,00	USD	3.000,00	m³ d^{-1}	88,00	USD ton^{-1} ano^{-1} (fixo e variável	AMPC (2018)
	4.125.000,00	USD	3.000,00	m³ d^{-1}	176,00	USD ton^{-1} ano^{-1} (fixo e variável	AMPC (2018)
	136.000,00	USD	53	m³ d^{-1}	175,00	USD ton^{-1} ano^{-1} (fixo e variável	Amini et al. (2017)

	625.000,00	USD	48	$m^3\ d^{-1}$	12,00	USD ton^{-1} digestato	Martín-Hernández et al. (2023)
	481.000,00	USD	400	$m^3\ d^{-1}$	5%	%CAPEX (custo de manutenção)	Min&Parck (2021)
	76.500.000,00	Rand sul-africano (R)	1.060,00	$m^3\ d^{-1}$	22,10	R kg estruvita^{-1} ano^{-1} (fixo e variável	Sikosana et al. (2017)
	20.600.000,00	R	-	$m^3\ d^{-1}$	9,01	R kg estruvita^{-1} ano^{-1} (fixo e variável	Sikosana et al. (2017)
	2.300,00	€ kg^{-1}P d^{-1}	-	-	520,00	€ Ton^{-1}	Vaneeckhaute et al. (2017)
	24500	€ kg^{-1}P d^{-1}	-	-	2.800,00	€ Ton^{-1}	Vaneeckhaute et al. (2017)
	7.000.000,00	USD	95.000,00	$m^3\ d^{-1}$	260,00	USD ano^{-1} (fixo e variável)	Law and Pagilla (2018)
Módulo P (SISTRATES)	438.776,67	R$	218	$m^3\ d^{-1}$	51.304,20	kWh ano^{-1}	Ekodata (2025)
	481.150,00	R$	670	$m^3\ d^{-1}$	51.293,49	kWh ano^{-1}	Ekodata (2025)
	-	-	218	$m^3\ d^{-1}$	7.564,00	R$ $mês^{-1}$ (Cal hidratada; PAM; Antiespumante)	Ekodata (2025)
	-	-	670	$m^3\ d^{-1}$	12.886,25	R$ $mês^{-1}$ (Cal hidratada; PAM; Antiespumante)	Ekodata (2025)
Precipitação de CaP	2500	USD kg^{-1} P d^{-1}	-	-	-	-	Shafaghat et al. (2025)
Precipitação de CaP	3100	USD kg^{-1} P d^{-1}	-	-	-	-	Shafaghat et al. (2025)
Módulo P (SISTRATES)	76.058,30	USD	180	$m^3\ d^{-1}$	1.916,85	USD $mês^{-1}$	Hollas et al. (2023)
	-	-	-	-	1.034,92	kg $Ca(OH)_2$ Ton^{-1} CaP	Eq. (xS)
	-	-	-	-	1.080,41	USD t^{-1} CaP	Eq. (xS)
	-	-	-	-	2.006,48	USD t^{-1} CaP	Eq. (xS)
Módulo N (SISTRATES)	-	-	-	-	2,04	kWh kg_N^{-1}	Candido et al. (2022)
	1.242.141,00	USD	318,28	kg N d^{-1}	9.531,69	kWh $mês^{-1}$	Ekodata (2025)
	355.287,65	USD	978,20	kg N d^{-1}	32.497,59	kWh $mês^{-1}$	Ekodata (2025)
	150.674,48	USD	262,80	kg N d^{-1}	1018,40	USD $mês^{-1}$	Hollas et al. (2023)
AAS	810.000,00	USD	100,00	$m^3\ d^{-1}$	4,18	USD m^{-3}	Shafaghat et al. (2025)
	3,34	€ m^{-3}	42.860,00	tons ano^{-1}	7,48	€ m^{-3}	Herbes et al. (2020)
	3,70	€ Ton^{-1}	1,00	ton h^{-1}	2,90	€ Ton^{-1}	Brienza et al. (2023)
	-	-	-	-	13,00	kWh Ton^{-1}	Brienza et al. (2023)
	500.000,00	€	800	$m^3\ d^{-1}$	4,50	€ m^{-3}	Vaneeckhaute et al. (2017)
	1.580.000,00	€	800	$m^3\ d^{-1}$	8,60	€ m^{-3}	Vaneeckhaute et al. (2017)
	18,00	€ kg^{-1} NH_3 removal	-	-	6 - 7	€ kg^{-1} NH_3 removal	Vaneeckhaute et al. (2017)
	4.154.220,31	USD	7008	$m^3\ d^{-1}$	11,06	USD kg^{-1} SA ano^{-1}	Kar et al. (2023)
	5.061.865,08	USD	7008	$m^3\ d^{-1}$	13,41	USD kg^{-1} SA ano^{-1}	Kar et al. (2023)

Dados primários obtidos por meio de consulta direta a operadores de plantas de biogás em operação no Brasil, incluindo EKODATA (2025), MWM – unidade PR (2025), BIOKÖHLER – unidade PR (2025),

Granja Kist e Froelich (RS, 2025) e FRIMATO – unidade RS (2025). As informações referem-se a parâmetros operacionais e econômicos coletados mediante comunicação direta e acesso a documentos técnicos internos não publicados, utilizados exclusivamente para fins acadêmicos.
Fonte: Os Autores (2026).

Os dados reportados em euros (EUR) e reais brasileiros (BRL) foram inicialmente convertidos para dólares americanos (USD), de modo a estabelecer uma base monetária comum. Para essa conversão, foram adotadas taxas médias representativas, fixadas em 1,17 USD por euro, 17,15 USD por Rand sul-africano e 5,40 USD por real brasileiro, obtidas a partir de séries históricas consolidadas de taxas de câmbio médias anuais (IMF, 2025; WORLD BANK, 2025). A adoção de taxas fixas teve como finalidade reduzir a influência da elevada volatilidade cambial observada ao longo do período analisado, especialmente no caso do real brasileiro, e garantir maior comparabilidade econômica entre tecnologias e estudos originalmente reportados em diferentes contextos monetários.

A conversão cambial foi realizada antes da correção inflacionária, de forma a evitar a dupla contabilização de efeitos macroeconômicos e assegurar coerência metodológica com o uso posterior do índice de inflação dos Estados Unidos. Esse procedimento é particularmente relevante, uma vez que o índice de correção temporal adotado é específico para a economia norte-americana, não sendo apropriado aplicar simultaneamente variações cambiais anuais e inflação doméstica dos Estados Unidos sobre os mesmos valores.

Após a conversão monetária, todos os dados econômicos originalmente expressos em dólares americanos (USD) em anos anteriores foram ajustados para valores equivalentes em USD de 2025, com o objetivo de garantir consistência temporal e comparabilidade econômica entre os estudos analisados. Esse ajuste inflacionário foi realizado utilizando o Consumer Price Index for All Urban Consumers (CPI-U), publicado pelo Bureau of Labor Statistics (BLS), United States Department of Labor, conforme apresentado na Equação (31S):

$$V_{2025} = V_y \times \frac{CPI_{2025}}{CPI_y} \qquad (\text{Eq. } 31S)$$

Onde V_{2025} representa o valor monetário corrigido para o ano de referência (2025), V_y corresponde ao valor original no ano de publicação do estudo, CPI_{2025} é o

índice CPI-U referente ao ano de 2025, e CPI_yé o índice CPI-U correspondente ao ano base do custo originalmente reportado.

Os valores do CPI-U utilizados para a correção temporal, abrangendo o período de 2013 a 2025, são apresentados na Tabela 27S.

Tabela 27S. Índices CPI-U utilizados para correção temporal (2013–2025)

Ano	CPI-U	Fonte
2013	233,0	BLS (2025)
2014	236,7	BLS (2025)
2015	237,0	BLS (2025)
2016	240,0	BLS (2025)
2017	245,1	BLS (2025)
2018	251,1	BLS (2025)
2019	255,7	BLS (2025)
2020	258,8	BLS (2025)
2021	270,9	BLS (2025)
2022	292,0	BLS (2025)
2023	305,1	BLS (2025)
2024	323,0	BLS (2025)
2025	324,0	BLS (2025)

Fonte: Os Autores (2026).

Após a Conversão cambial e temporal, os custos foram ajustados para uma escala funcional comum, compatível com o sistema avaliado neste estudo. Como referência, adotou-se a escala minimamente viável de plantas de produção de biometano, definida como uma capacidade de tratamento de 500 m³ de dejetos por dia. Esse ajuste foi realizado por meio da relação clássica de economia de escala, expressa pela Equação (32S):

$$C_2 = C_1 \left(\frac{Q_2}{Q_1}\right)^k \qquad (\text{Eq. } 32S)$$

Em que C_1 é o custo conhecido associado à escala original Q_1, C_2 representa o custo estimado para a nova escala Q_2, e k é o expoente de escala.

Neste estudo, o expoente de escala foi fixado em 0,7, valor considerado conservador e amplamente adotado para equipamentos e sistemas industriais, conforme reportado por Martínez-Hernández et al. (2023).

Desse modo, os valores econômicos finais, após a conversão cambial, correção inflacionária e ajuste de escala, compõem o inventário econômico normalizado, apresentado na Tabela 28S, e serviram de base para a definição dos intervalos de valores reportados na Tabela 8.

Tabela 28S. Inventário econômico normalizado dos componentes tecnológicos (CAPEX e OPEX) após ajustes cambiais, inflacionários e de escala

Componentes	CAPEX (USD)	OPEX (USD ano^{-1})	Referências
CSTR	387.817,45	-	Gomes et al. (2022)
	-	15.577,67	Sánchez-Martín et al. (2023)
	406.188,95	32.944,58	Hollas et al. (2023)
	615.345,51	-	Biokholer (PR, 2025)
	-	15.000,00	Penn State Extension (2025)
	505.000,00	29.763,91	IRENA (2013)
	731.000,00	72.283,78	IRENA (2013)
	233.571,42		IRENA (2013)
	591.994,27	50.791,27	BIP (2023)
BLC	375.084,84	-	Gomes et al. (2022)
	274.047,79	27.662,21	Gomes et al. (2022)
	144.512,43	12.908,81	Vaz et al. (2025)
	154.777,00	13.906,08	Hollas et al. (2023)
	241.178,49	-	Granja Kist e Froelich (RS, 2025)
Escala completa (BLC + upgranding)	814.993,10	26.363,97	I17 (2022)
	723.381,31	23.400,45	I17 (2022)
Upgranding - PSA	52.967,30	31.060,03	Sánchez-Martín et al. (2023)
	247.501,79	25.000,00	Sánchez-Martín et al. (2023)
	313.472,28	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
Upgranding - Water Scrubbing	408.225,71	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	272.080,39	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	251.292,40	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	428.211,45	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
Upgranding - Membrane Separation	340.555,56	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	313.361,10	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
	382.699,01	-	Sánchez-Martín et al. (2023)
Upgranding	111.411,30	23.541,64	IRENA (2013)
	148.548,40	100.110,94	IRENA (2013)
	251.389,60	25.312,80	IRENA (2013)
	339.947,30	102.767,68	IRENA (2013)
Custo de transporte (USD m^{-3})	-	1	Frimato (RS, 2025)
	-	2	Frimato (RS, 2025)
	-	1,5	Biokholer (PR, 2025)
	-	3	Biokholer (PR, 2025)
	-	3	MWM (PR, 2025)

	-	5,5	MWM (PR, 2025)
SLS	35.880,64	5.954,70	Herbes et al. (2020)
	94.689,58	-	Herbes et al. (2020)
	31.178,76	4.523,53	Hollas et al. (2023)
	59.212,97	2.381,88	Hollas et al. (2023)
	31.987,90	-	IEA Bioenergy (2015)
Secador por correia (para S1)	899.822,23	4,98 (USD m^{-3} y^{-1})	Bolzonella et al. (2018)
	943.785,46	-	Bolzonella et al. (2018)
	682.292,01	-	AMPC (2018)
	639.950,74	4,67 (USD m^{-3} y^{-1})	Herbes et al. (2020)
	457.613,39	4,33 (USD m^{-3} y^{-1})	Herbes et al. (2020)
	-	0,55 (USD m^{-3} y^{-1})	West-Haven-Biosolids-Study (2023)
Secador por correia (para S2.1; S2.2 e S3)	702.063,01	4,98 (USD m^{-3} y^{-1})	Bolzonella et al. (2018)
	532.340,69	-	Bolzonella et al. (2018)
	499.305,00	-	AMPC (2018)
	357.041,00	4,67 (USD m^{-3} y^{-1})	Herbes et al. (2020)
	662.065,50	4,33 (USD m^{-3} y^{-1})	Herbes et al. (2020)
	-	0,55 (USD m^{-3} y^{-1})	West-Haven-Biosolids-Study (2023)
Sistema de acidificação (S2.1; S2.2 e S3)	39.980,89	0,15 USD ton^{-1} processada	Vrieze et al. (2019)
	29.648,54	-	Vrieze et al. (2019)
	139.067,62	-	Daumer et al. (2010)
	123.089,64	-	Daumer et al. (2010)
	40.000,00	-	Dobrachinski et al. (2026)
			Dados não publicados
		5,31 kg H_2SO_4 m^{-3} digestato	Eq. (xS)
		4,72 kg H_2SO_4 m^{-3} digestato	Eq. (xS)
		5,89 kg H_2SO_4 m^{-3} digestato	Eq. (xS)
Precipitação de estruvita	1.150.346,14	24.492,79	Vrieze et al. (2019)
	-	21.188,45	Peng et al. (2018)
	413.930,85	26.674,47	AMPC (2018)
	544.645,86	-	AMPC (2018)
	411.405,68	28.057,26	Amini et al. (2017)
	625.000,00	-	Martín-Hernández et al. (2023)
	260.265,63	-	Min&Parck (2021)
	1.298.105,46	59.237,63	Sikosana et al. (2017)
	349.555,20	24.150,72	Sikosana et al. (2017)
	543.354,47	84.190,77	Vaneeckhaute et al. (2017)
	-	64.336,00	Vaneeckhaute et al. (2017)
	-	39.349,98	Law and Pagilla (2018)
Precipitação de Ca (Módulo P do SISTRATES)	81.254,94	6.460,53 $OPEX_F$	Ekodata (2025)
	89.101,85	5.225,43 $OPEX_F$	Ekodata (2025)
	101.622,85	7.410,61 $OPEX_F$	Shafaghat et al. (2025)

	126.012,33	-	Shafaghat et al. (2025)
	84.388,25	-	Hollas et al. (2023)
	-	1,03 Ton $Ca(OH)_2$ Ton^{-1} CaP	Eq. (xS)
	-	1,00 Ton $Ca(OH)_2$ Ton^{-1} CaP	Eq. (xS)
	-	2,01 Ton $Ca(OH)_2$ Ton^{-1} CaP	Eq. (xS)
Módulo N (em S1)	282.648,98	-	Hollas et al. (2023)
	254.748,76	51,60 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 556 kg d^{-1})	Hollas et al. (2023)
	340.111,03	46,50 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 556 kg d^{-1})	Ekodata (2025)
	239.381,66	42,60 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 556 kg d^{-1})	Ekodata (2025)
Módulo N (em S2.1)	202.965,16	-	Hollas et al. (2023)
	182.930,51	51,60 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 347 kg d^{-1})	Hollas et al. (2023)
	244.227,63	46,50 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 347 kg d^{-1})	Ekodata (2025)
	171.895,68	42,60 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 347 kg d^{-1})	Ekodata (2025)
Módulo N (em S2.2)	253.374,13	-	Hollas et al. (2023)
	228.363,62	51,60 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 476 kg d^{-1})	Hollas et al. (2023)
	304.884,65	46,50 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 476 kg d^{-1})	Ekodata (2025)
	214.588,14	42,60 USD kg_N^{-1} y^{-1} (Carga de N de 476 7 kg d^{-1})	Ekodata (2025)
AAS	2.348.743,09	680.447,20	Shafaghat et al. (2025)
	511.659,94	1.679.513,67	Herbes et al. (2020)
	298.603,11	803.292,07	Brienza et al. (2023)
	492.540,86	1.066.879,62	Vaneeckhaute et al. (2017)
	1.556.429,13	2.038.925,50	Vaneeckhaute et al. (2017)
	2.902.888,80	967.629,60	Vaneeckhaute et al. (2017)
	4.154.220,31	1.052.997,16	Kar et al. (2023)
	5.061.865,08	1.276.247,45	Kar et al. (2023)

Dados primários obtidos por meio de consulta direta a operadores de plantas de biogás em operação no Brasil, incluindo EKODATA (2025), MWM – unidade PR (2025), BIOKÖHLER – unidade PR (2025), Granja Kist e Froelich (RS, 2025) e FRIMATO – unidade RS (2025). As informações referem-se a parâmetros operacionais e econômicos coletados mediante comunicação direta e acesso a documentos técnicos internos não publicados, utilizados exclusivamente para fins acadêmicos.
Fonte: Os Autores (2026).

7.6.4 Referências

AMINI, A.; APONTE-MORALES, V.; WANG, M.; DILBECK, M.; LAHAV, O.; ZHANG, Q.; CUNNINGHAM, J. A.; ERGAS, S. J. Cost-effective treatment of swine wastes through recovery of energy and nutrients. Waste Management, [s. l.], v. 69, p. 508–517, 2017.

AUSTRALIAN MEAT PROCESSOR CORPORATION (AMPC). Anaerobic digestion options for the Australian red meat processing industry. Sydney: AMPC, 2018. Disponível em: https://www.ampc.com.au/. Acesso em: 13 fev. 2026.

BOLZONELLA, D.; FATONE, F.; GOTTARDO, M.; FRISON, N. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. Journal of Environmental Management, [s. l.], v. 216, p. 111–119, 2018.

BIOMETHANE INDUSTRIAL PARTNERSHIP (BIP). Insights into the current cost of biomethane production from real industry data. [S. l.]: Biomethane Industrial Partnership, out. 2023. Preparado por: Task Force 4.2. Disponível em: https://www.bip-europe.eu. Acesso em: 13 fev. 2026.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 39, de 8 de agosto de 2018. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 ago. 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes minerais, organominerais e orgânicos, destinados à agricultura. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 28 jul. 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 27, de 5 de junho de 2006. Estabelece critérios e procedimentos para produção, registro e comercialização de fertilizantes orgânicos e organominerais. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jun. 2006.

BRIENZA, C.; DONOSO, N.; LUO, H.; VINGERHOETS, R.; DE WILDE, D.; VAN OIRSCHOT, D.; SIGURNJAK, I.; BISWAS, J. K.; MICHELS, E.; MEERS, E. Evaluation of a new approach for swine wastewater valorisation and treatment: A combined system of ammonium recovery and aerated constructed wetland. Ecological Engineering, [s. l.], v. 189, 2023.

CÂNDIDO, D.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; TÁPPARO, D. C.; BONASSA, G.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. Journal of Environmental Management, [s. l.], v. 301, 2022.

DAUMER, M.-L.; PICARD, S.; SAINT-CAST, P.; DABERT, P. Technical and economical assessment of formic acid to recycle phosphorus from pig slurry by a combined acidification–precipitation process. Journal of Hazardous Materials, [s. l.], v. 180, n. 1–3, p. 361–365, 2010.

DE VRIEZE, J.; COLICA, G.; PINTUCCI, C.; SARLI, J.; PEDIZZI, C.; WILLEGHEMS, G.; BRAL, A.; VARGA, S.; PRAT, D.; PENG, L.; SPILLER, M.; BUYSSE, J.; COLSEN, J.; BENITO, O.; CARBALLA, M.; VLAEMINCK, S. E. Resource recovery from pig manure via an integrated approach: A technical and economic assessment for full-scale applications. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2019.

HERBES, C.; ROTH, U.; WULF, S.; DAHLIN, J. Economic assessment of different biogas digestate processing technologies: A scenario-based analysis. Journal of Cleaner Production, [s. l.], v. 255, p. 120282, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120282.

HOLLAS, C. E.; RODRIGUES, H. C.; BOLSAN, A. C.; VENTURIN, B.; BORTOLI, M.; ANTES, F. G.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Swine manure treatment technologies as drivers for circular economy in agribusiness: A techno-economic and life cycle assessment approach. Science of the Total Environment, [s. l.], v. 857, 2023.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY (IRENA). Brazil's biofuel industry: lessons, challenges and opportunities. Abu Dhabi: IRENA, 2025. ISBN 978-92-9260-688-6. Disponível em: https://www.irena.org/publications. Acesso em: 13 fev.2026.

IEA BIOENERGY. Nutrient recovery and use from digestate. Paris: International Energy Agency Bioenergy Task 37, 2015. Disponível em: https://www.ieabioenergy.com/publications/. Acesso em: 13 fev. 2026.

INSTITUTO 17. Biogás no Brasil: análise de viabilidade econômica e de potencial de investimentos. São Paulo: Instituto 17, 2022. 108 p. (Programa de Energia para o Brasil – BEP). Relatório técnico n. 02-2022.

International Monetary Fund (IMF). International Financial Statistics – Exchange Rates (EUR per USD / USD per EUR). IMF Data, 2025.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY (IRENA). Renewable power generation costs in 2024. Abu Dhabi: IRENA, 2025. ISBN 978-92-9260-669-5. Disponível em: https://www.irena.org/publications. Acesso em: 13 fev. 2026.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY (IRENA). Renewable power generation costs in 2020. Abu Dhabi: IRENA, 2021. ISBN 978-92-9260-348-9. Disponível em: https://www.irena.org/publications. Acesso em: 13 fev. 2026.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY (IRENA). Road transport: the cost of renewable solutions. Abu Dhabi: IRENA, 2013. Disponível em: https://www.irena.org/publications. Acesso em: 13 fev. 2026.

KAR, S.; SINGH, R.; GURIAN, P. L.; HENDRICKS, A.; KOHL, P.; MCKELVEY, S.; SPATARI, S. Life cycle assessment and techno-economic analysis of nitrogen recovery by ammonia air-stripping from wastewater treatment. Science of the Total Environment, [s. l.], v. 857, 2023.

LAW, K. P.; PAGILLA, K. R. Phosphorus Recovery by Methods Beyond Struvite Precipitation. Water Environment Research, [s. l.], v. 90, n. 9, p. 840–850, 2018.

MARTÍN-HERNÁNDEZ, E.; MONTERO-RUEDA, C.; RUIZ-MERCADO, G. J.; VANEECKHAUTE, C.; MARTÍN, M. Multi-scale techno-economic assessment of

nitrogen recovery systems for livestock operations. Sustainable Production and Consumption, [s. l.], v. 41, p. 49–63, 2023.

MIN, Kyung Jin; PARK, Ki Young. Economic feasibility of phosphorus recovery through struvite from liquid anaerobic digestate of animal waste. Environmental Science and Pollution Research, v. 28, p. 40703–40714, 2021.

PENG, L.; DAI, H.; WU, Y.; PENG, Y.; LU, X. A Comprehensive Review of the Available Media and Approaches for Phosphorus Recovery from Wastewater. [S. l.]: Springer International Publishing, 2018.

PENN STATE EXTENSION. Enhancing digester profitability: strategies for farmers. University Park: Pennsylvania State University, [s.d.]. Disponível em: https://extension.psu.edu/enhancing-digester-profitability-strategies-for-farmers. Acesso em: 13 fev. 2026.

SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; ORTEGA ROMERO, M.; LLAMAS, B.; SUÁREZ RODRÍGUEZ, M. del C.; MORA, P. Cost Model for Biogas and Biomethane Production in Anaerobic Digestion and Upgrading. Case Study: Castile and Leon. Materials, [s. l.], v. 16, n. 1, 2023.

SHAFAGHAT, A. H.; MERENDA, A.; SECCOMBE, D.; PHUNTSHO, S.; SHON, H. K. From waste to high-value fertilisers: Harvesting nutrients from liquid anaerobic digestate for a circular bioeconomy. [S. l.]: Elsevier B.V., 2024.

SIKOSANA, M. K. L. N.; RANDALL, D. G.; VON BLOTTNITZ, H. A technological and economic exploration of phosphate recovery from centralised sewage treatment in a transitioning economy context. Water SA, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 343, 2017.

VANEECKHAUTE, C.; LEBUF, V.; MICHELS, E.; BELIA, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; TACK, F. M. G.; MEERS, E. Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. Waste and Biomass Valorization, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 21–40, 2017.

VAZ, V.; DE SOUZA, S. N. M.; GOMES, S. D.; NOGUEIRA, C. E. C.; BITTENCOURT, P. R. S.; DECHECHI, F. G. Thermoeconomic analysis of a rural micro-generation power plant integrated with a fertigation system1. Revista Brasileira de Engenharia Agricola e Ambiental, [s. l.], v. 29, n. 11, 2025.

World Bank. Official exchange rate (LCU per US$, period average). World Development Indicators, 2025.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta tese avaliou de forma integrada o desempenho ambiental e econômico de diferentes arranjos de manejo e valoração do digestato proveniente da digestão anaeróbia de resíduos suínos, adotando a Avaliação do Ciclo de Vida e avaliação econômica associadas à análise de incerteza, por meio de simulações de Monte Carlo e inferência estatística. Ao longo do trabalho, demonstrou-se que o digestato não é apenas um subproduto secundário da digestão anaeróbia, mas o elemento central da viabilidade ambiental e econômica de plantas de biogás, em especial de biometano.

A sustentabilidade dos cenários avaliados mostrou-se fortemente condicionada à capacidade de transformar o digestato em um produto de valor, por meio da recuperação qualificada de nutrientes, mitigando impactos ambientais e reduzindo a dependência de insumos minerais. Nesse contexto, os ganhos associados às tecnologias de recuperação de nutrientes revelaram-se mais relevantes do que ajustes estruturais na configuração da planta de biometano.

Do ponto de vista econômico, a tese evidenciou que os custos de transporte do digestato constituem o principal gargalo estrutural em escalas economicamente viáveis de plantas de biometano. Nessas escalas, os elevados volumes de digestato gerados impõem desafios logísticos significativos, uma vez que sua elevada diluição amplia custos operacionais e intensifica emissões associadas ao transporte e à distribuição.

A longas distâncias de disposição, esses custos tornam a aplicação agrícola economicamente inviável; por outro lado, a disposição concentrada em curtas distâncias intensifica riscos cumulativos de impactos ambientais locais, associados à sobrecarga de nutrientes e à amplificação de emissões difusas. Portanto, no contexto analisado, torna-se insustentável adotar estratégias baseadas exclusivamente na aplicação direta no solo.

9. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Os resultados obtidos nesta tese abrem um conjunto consistente de oportunidades para avanços metodológicos, tecnológicos e conceituais em estudos futuros. Primeiramente, recomenda-se a aplicação de abordagens de otimização do ciclo de vida orientadas à sustentabilidade e à economia circular, integrando múltiplos objetivos ambientais e econômicos, conforme proposto em estudos recentes (Zhao et al., 2025). A incorporação explícita de métodos multiobjetivo pode permitir a identificação de soluções de compromisso mais eficientes do que aquelas obtidas por análises comparativas convencionais.

No âmbito do manejo do digestato, estudos adicionais de ACV são necessários para avaliar rotas alternativas de fertirrigação, como a aplicação direta no sulco de plantio, evitando aspersão, bem como estratégias de aeração controlada para conversão de amônia em nitrato antes da aplicação agrícola. Avaliações ambientais e econômicas dessas alternativas podem revelar potenciais de mitigação de emissões atmosféricas e de perdas difusas de nutrientes, ampliando a eficiência do uso agronômico do digestato, bem como sua percepção de valor.

Outra linha promissora consiste na investigação do digestato como meio suporte ou inóculo para microrganismos benéficos ao solo, integrando conceitos de bioinsumos, saúde do solo e agricultura regenerativa. A incorporação dessas funções pode ampliar a percepção de valor do digestato para além do fornecimento direto de nutrientes, contribuindo para novos modelos de negócio.

No que se refere à fração sólida, os resultados reforçam que a secagem do digestato sólido tende a se consolidar como uma rota dominante, enquanto a fração líquida permanece direcionada a biodigestores do tipo lagoa coberta no modelo de negócios da digestão anaeróbia. Nesse contexto, recomenda-se explorar a integração entre plantas de organomineral e tecnologias de recuperação de nitrogênio, com o objetivo explícito de otimizar o uso desse nutriente, identificado como principal ponto crítico ambiental dos sistemas avaliados.

Adicionalmente, a compostagem da fração sólida, especialmente em sistemas de compostagem vedada com maior controle de processo (por exemplo, uso de geomembranas para cobertura de leiras), surge como uma tecnologia complementar promissora. Estudos futuros devem avaliar a integração dessas tecnologias com rotas

de recuperação de nitrogênio, visando reduzir perdas, emissões e custos logísticos, ao mesmo tempo em que se ampliam as possibilidades de valoração do produto final.

Além das perspectivas anteriormente apresentadas, é fundamental reconhecer como limitação metodológica relevante a dependência parcial de dados secundários provenientes de literatura internacional e relatórios técnicos para a estimativa de CAPEX e OPEX de tecnologias ainda não amplamente implementadas no Brasil, o que pode introduzir incertezas estruturais associadas a diferenças de escala, custos de mão de obra, regime tributário, logística, maturidade tecnológica e condições de mercado. Dessa forma, recomenda-se que estudos futuros priorizem a obtenção de dados primários junto a fornecedores nacionais e plantas piloto, bem como a aplicação de modelos de escalonamento econômico e cenarização tecnológica especificamente calibrados para a realidade brasileira, incorporando análises de sensibilidade e incerteza mais aprofundadas.

Por fim, recomenda-se que trabalhos futuros avancem na análise de instrumentos econômicos, regulatórios e de incentivo, capazes de internalizar os benefícios ambientais associados à recuperação de nutrientes, especialmente do nitrogênio. A combinação entre inovação tecnológica, otimização ambiental e enquadramento institucional será determinante para a consolidação de plantas de digestão anaeróbia como elementos centrais de sistemas produtivos circulares, resilientes e ambientalmente responsáveis.