



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
TRABALHO DE GRADUAÇÃO

**Valorização energética de resíduos sólidos urbanos em São Carlos: comparação entre
aterro sanitário, digestão anaeróbia e digestão anaeróbia com pré tratamento**

Júlia Helena Carvalho

SÃO CARLOS

2025

Júlia Helena Carvalho

Valorização energética de resíduos sólidos urbanos em São Carlos: comparação entre aterro sanitário, digestão anaeróbia e digestão anaeróbia com pré tratamento

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de bacharel em Engenharia Química.

Orientador: Paula Rúbia Ferreira Rosa

SÃO CARLOS

2025

FICHA CATALOGRÁFICA

--

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias

Departamento de Engenharia Química

Folha de aprovação

Assinatura dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa do Trabalho de Conclusão de Curso do candidato Júlia Helena Carvalho, realizada em 08/12/2025:

Prof. Dr. Cali Laguna Achon
Universidade Federal de São Carlos

Prof. Dr. Fábio Bentes Freire
Universidade Federal de São Carlos

Prof. Dr. Paula Rúbia Ferreira Rosa
Universidade Federal de São Carlos

Dedico este trabalho à minha irmã, à
minha mãe e ao meu pai, porque cada vitória
minha tem um pouco do amor de vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, com enorme carinho, à minha orientadora, Professora Dra. Paula Rúbia, pela parceria construída ao longo desses anos. Sua confiança, paciência e dedicação foram fundamentais em cada etapa dessa jornada. Expresso também minha gratidão aos técnicos Edilson Milaré, Gabriel Pereira e Tiago Martins, cuja disposição em ajudar, buscar soluções e superar desafios tornou possível cada avanço deste estudo. Sem o apoio e a competência de vocês, este projeto não teria se concretizado.

Às minhas amigas Ana Beatriz, Bruna, Gabrielle, Larissa e Letícia, meu sincero agradecimento por terem sido meu porto seguro. A presença e o incentivo de vocês tornou todos esses anos muito mais leves e memoráveis.

Por fim, agradeço profundamente aos meus pais, Edilene e Ricardo, e à minha irmã, Carol, por acreditarem em mim mesmo quando eu duvidava. O apoio incondicional de vocês foi a força que me impulsionou a buscar cada vez mais.

RESUMO

O avanço das metas internacionais de descarbonização, como as estabelecidas na COP28, reforçam a necessidade de tecnologias capazes de integrar a geração de energia e a gestão ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos. No Brasil a emissão de metano representa um dos principais impactos ambientais do setor. Entretanto, quando adequadamente capturado e convertido, o metano torna-se uma fonte renovável estratégica. Nesse contexto, este trabalho avaliou o potencial energético e ambiental da valorização do resíduo alimentar (RA) combinado com poda urbana em três rotas tecnológicas: (i) disposição em aterro, (ii) digestão anaeróbia (DA) e (iii) DA com pré-tratamento térmico da poda, em 6 diferentes cenários. Com base em dados experimentais previamente obtidos e parâmetros da literatura, foram estimados o potencial energético e o impacto ambiental de cada cenário, realizando também uma análise de sensibilidade. Os resultados mostraram que a DA, especialmente com pré-tratamento da poda (Cenário 3), aumentou o rendimento específico de biogás em cerca de 159% comparada a destinação ao aterro sanitário (Cenário 1), permitindo a geração de até 1,94 kWh de energia elétrica por metro cúbico de biogás e cerca de 104 toneladas de vapor por dia. No âmbito do suprimento energético, verificou-se que a energia elétrica gerada poderia atender até 8% da demanda elétrica total do município de São Carlos (Cenário 3), enquanto, no mesmo cenário, seria possível suprir cerca de 43% da demanda anual da UFSCar, demonstrando o potencial da tecnologia para apoiar cargas institucionais relevantes. Já do ponto de vista econômico, observou-se que os cenários que fazem uso da energia térmica apresentam os maiores ganhos financeiros, evidenciando a relevância da recuperação de calor nos cenários analisados. No âmbito ambiental, a captura e conversão do metano possibilitaram evitar até 1,94 tCO₂eq por tonelada de resíduo tratado (Cenário 3), evidenciando o potencial da tecnologia para a mitigação climática. A análise de sensibilidade confirmou a robustez do modelo e indicou a fração de metano como o parâmetro mais determinante, com variações de 14% a 20% nos resultados para incrementos de 10% em sua fração. Assim, o estudo demonstra que a digestão anaeróbia com pré-tratamento térmico é uma alternativa promissora para integrar gestão de resíduos, recuperação energética e economia circular no contexto municipal, oferecendo subsídios técnicos para políticas públicas e para o desenvolvimento de estudos futuros sobre pré-tratamentos, rotas de valorização e usos do digestato.

Palavras-chave: aterro sanitário; digestão anaeróbia; biogás; resíduos sólidos urbanos; pré-tratamento térmico; economia circular.

ABSTRACT

Advances in international decarbonization targets, such as those established at COP28, reinforce the need for technologies capable of integrating energy generation and environmentally appropriate management of municipal solid waste. In Brazil, methane emissions represent one of the main environmental impacts of the sector. However, when properly captured and converted, methane becomes a strategic renewable energy source. In this context, this study evaluated the energy and environmental potential of valorizing food waste (RA) combined with urban pruning through three technological routes: (i) landfill disposal, (ii) anaerobic digestion (AD), and (iii) AD with thermal pretreatment of pruning, across six different scenarios. Based on previously obtained experimental data and literature parameters, the energy potential and environmental impact of each scenario were estimated, along with a sensitivity analysis. The results showed that AD, especially when combined with pruning pretreatment (Scenario 3), increased the specific biogas yield by approximately 159% compared with landfill disposal (Scenario 1), enabling the generation of up to 1.94 kWh of electricity per cubic meter of biogas and around 104 tons of steam per day. Regarding energy supply, the electricity generated could meet up to 8% of the total electricity demand of the municipality of São Carlos (Scenario 3), while in the same scenario it would be possible to supply approximately 43% of UFSCar's annual demand, demonstrating the technology's potential to support relevant institutional loads. From an economic perspective, scenarios that utilized thermal energy presented the highest financial gains, highlighting the relevance of heat recovery in the analyzed routes. From an environmental standpoint, methane capture and conversion made it possible to avoid up to 1.94 tCO₂eq per ton of treated waste (Scenario 3), emphasizing the technology's potential for climate mitigation. The sensitivity analysis confirmed the robustness of the model and identified the methane fraction as the most influential parameter, with variations of 14% to 20% in the results for 10% increases in its value. Thus, the study demonstrates that anaerobic digestion with thermal pretreatment is a promising alternative for integrating waste management, energy recovery, and circular economy strategies at the municipal level, providing technical support for public policy development and future studies on pretreatments, valorization routes, and digestate applications.

Keywords: sanitary landfill; anaerobic digestion; biogas; municipal solid waste; thermal pretreatment; circular economy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Resíduos sólidos urbanos brasileiros em 2020.....	24
Figura 3.2 - Rotas de valorização dos FORSU.....	26
Figura 3.3 - Aplicações do digestato.....	37
Figura 4.1 - Estruturação do estudo.....	39
Figura 4.2 - Fronteiras dos sistemas analisados.....	41
Figura 4.3 - Combinação da variação dos parâmetros.....	49
Figura 5.1 - Ganhos energéticos de cada rota.....	52
Figura 5.2 - Energia total gerada em cada cenário.....	53
Figura 5.3 - Número de residências abastecidas com a energia gerada na cidade de São Carlos	55
Figura 5.4 - Toneladas de vapor geradas com a energia disponível.....	56
Figura 5.5 - Emissões evitadas pela substituição da energia.....	58
Figura 5.6 - Emissões evitadas pela captura do metano em kgCO ₂ por kg de RA.....	59
Figura 5.7 - Energia gerada e emissões evitadas em cada cenário para diferentes frações de metano no biogás.....	60
Figura 5.8 (a) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 10.....	62
Figura 5.8 (b) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 45.....	62
Figura 5.8 (c) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 80.....	63
Figura 5.8 (d) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 2.....	63
Figura 5.8 (e) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 3.....	64
Figura 5.9 (a) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 10.....	65
Figura 5.9 (b) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 45.....	65

Figura 5.9 (c) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 80.....	66
Figura 5.9 (d) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 2.....	66
Figura 5.9 (e) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 3.....	67
Figura 5.10 (a) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros no vapor gerado.....	68
Figura 5.10 (b) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros nas residências abastecidas.....	69
Figura 5.10 (c) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros nas emissões evitadas pela substituição da matriz térmica.....	70
Figura 5.10 (d) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros nas emissões evitadas pela substituição da matriz elétrica.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Parcela dos setores no desperdício de alimentos.....	22
Tabela 4.1 - Cenários de destinação dos resíduos analisados.....	40
Tabela 4.2 - Resultados obtidos na pesquisa científica.....	42
Tabela 4.3 - Dados relacionados ao pré-tratamento térmico com autoclave.....	43
Tabela 4.4 - Dados bibliográficos.....	44
Tabela 4.5 – Parâmetros e faixas de variação utilizados na análise de sensibilidade.....	48
Tabela 4.6 – Cenários definidos na análise de sensibilidade.....	49
Tabela 5.1 – Resultados gerais obtidos para os cenários analisados.....	51
Tabela 5.2 – Ganho monetário bruto devido a substituição da matriz energética.....	57
Tabela 5.3 – Resultados ANOVA para energia bruta gerada e emissões evitadas em cada cenário.....	72
Tabela 5.4 – Resultados ANOVA para vapor gerado e emissões evitadas em cada cenário....	73
Tabela 5.5 – Resultados ANOVA para residências abastecidas e emissões evitadas em cada cenário.....	74
Tabela A.1 – Ganho monetário bruto devido a substituição da matriz energética.....	85
Tabela A.2 – Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás.....	86
Tabela A.3 – Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás.....	87

LISTA DE SIGLAS

- AD** – *Anaerobic Digestion* (Digestão Anaeróbia)
- CH₄** – Metano
- CO₂** – Dióxido de carbono
- CO₂eq** – Dióxido de carbono equivalente
- COP** – *Conference of the Parties*
- CPFL** – Companhia Paulista de Força e Luz
- CPT** – Com pré-tratamento
- DA** – Digestão anaeróbia
- DA-PT** – Digestão anaeróbia com pré-tratamento térmico
- FAO** – *Food and Agriculture Organization of the United Nations*
- FORSU** – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
- GEE** – Gases de Efeito Estufa
- GJ** - Gigajoule
- GN** – Gás Natural
- GWP** – *Global Warming Potential* (Potencial de Aquecimento Global)
- HTC** – *Hydrothermal Carbonization* (Carbonização Hidrotérmica)
- IEA** – *International Energy Agency*
- IPCC** – *Intergovernmental Panel on Climate Change*
- kWh** – Quilowatt-hora
- MCTI** – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
- MJ** – Megajoule
- MSW** – *Municipal Solid Waste* (Resíduos Sólidos Urbanos)
- MtCO₂eq** – Mega toneladas de CO₂ equivalente
- NE** – Rendimento elétrico (η_e)
- NT** – Rendimento térmico (η_{\square})
- PCI** – Poder Calorífico Inferior
- PNRS** – Política Nacional de Resíduos Sólidos
- PNUMA** – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
- RA** – Resíduo Alimentar
- RSU** – Resíduos Sólidos Urbanos

SEEG – Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa

SIN – Sistema Interligado Nacional

SPT – Sem Pré-Tratamento

SV – Sólidos Voláteis

tCO₂ – Toneladas de dióxido de carbono

tCO₂eq – Toneladas de dióxido de carbono equivalente

UFSCar – Universidade Federal de São Carlos

UNFCCC – *United Nations Framework Convention on Climate Change*

WTE – *Waste-to-Energy*

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18
3.1. Matriz energética atual.....	18
3.2. Crescimento populacional e geração de resíduos.....	20
3.2.1. Panorama mundial.....	20
3.2.2. Cenário brasileiro.....	23
3.3. Gestão de resíduos.....	25
3.4. Aterros sanitários e aproveitamento do biogás.....	28
3.5. Digestão anaeróbia.....	31
3.5.1. Princípios e etapas do processo.....	31
3.5.2. Potencial energético do biogás a partir da DA.....	32
3.5.3. Co-digestão de resíduos.....	34
3.5.4. Pré-tratamentos aplicados a resíduos orgânicos.....	35
3.6. Digestato e potencial de uso agrícola.....	37
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
4.1. Estruturação do estudo.....	39
4.2. Dados base.....	41
4.2.1. Dados experimentais previamente obtidos em laboratório.....	42
4.2.2. Dados complementares provenientes da literatura técnico-científica.....	43
4.2.3. Dados referentes à operação de aterros sanitários de grande porte.....	44
4.3. Procedimento de cálculo.....	45
4.3.1. Cálculos Energéticos.....	45
4.3.2. Cálculos Ambientais.....	47
4.3.3. Análise de Sensibilidade.....	48
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	50
5.1. Panorama inicial dos resultados por cenário.....	50
5.2. Resultados energéticos.....	51

5.2.1. Performance das rotas analisadas.....	52
5.2.2. Potencial energético de cada cenário.....	53
5.2.3. Desempenho elétrico do sistema e sua equivalência de atendimento institucional e público.....	54
5.2.4. Desempenho térmico do sistema.....	56
5.2.5. Ganho econômico de cada cenário.....	57
5.3. Resultados ambientais.....	57
5.4. Análise de sensibilidade.....	60
6. CONCLUSÕES.....	75
7. REFERÊNCIAS.....	76
APÊNDICE A - Resultados da análise de sensibilidade.....	85

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda energética global, aliada à urgência de mitigação das mudanças climáticas, têm impulsionado a busca por alternativas renováveis e ambientalmente sustentáveis. A COP28 reforçou esse movimento ao estabelecer como meta a triplicação da capacidade mundial de geração de energia renovável até 2030, além de destacar a importância do financiamento de tecnologias que viabilizem a transição para uma economia de baixo carbono (Gao et al., 2024). Esse avanço, no entanto, ocorre simultaneamente a outro desafio crítico da atualidade: o aumento expressivo na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), impulsionado pelo crescimento populacional e pela crescente urbanização. De acordo com a *United Nations Population Division*, estima-se que, em 2050, dois terços da população mundial residirão em áreas urbanas, ampliando a pressão sobre os já sobrecarregados sistemas urbanos de gestão de resíduos.

Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, a situação é ainda mais preocupante. Grande parte dos resíduos coletados ainda é destinada a lixões ou aterros insalubres, sem qualquer controle ambiental (Abubakar et al., 2022). A adoção de aterros sanitários vem sendo consolidada como principal forma de disposição final, oferecendo maior segurança ambiental. No Brasil, mais de 96% dos RSU são encaminhados a aterros sanitários (Rajeandran; Murthy, 2019; Dias et al., 2024). Essa prática, porém, não elimina por completo os impactos ambientais associados, como a emissão de metano atmosférico, um gás com elevado potencial de aquecimento global. De acordo com o SEEG Brasil, o país emitiu mais de 2296 MtCO₂ em 2023, sendo 4% dessas emissões diretamente associadas ao setor de gerenciamento de resíduos.

Diante disso, estratégias que integrem gestão de resíduos e geração de energia vêm ganhando destaque no cenário científico e tecnológico. Entre elas, a (DA da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) se apresenta como uma alternativa promissora, capaz de reduzir emissões de gases de efeito estufa ao mesmo tempo em que converte matéria orgânica em biogás, uma fonte renovável de energia (Cremonez et al., 2021). Esse processo se torna ainda mais relevante considerando que os resíduos alimentares possuem elevado potencial metanogênico. A inclusão simultânea de outros substratos, como a poda de jardim, permite a co-digestão anaeróbia, que promove melhor balanço nutricional, maior estabilidade operacional e incremento na produção de metano (Karki et al., 2021; Nghiem et al., 2017).

Apesar dos benefícios, os desafios persistem, especialmente no que diz respeito à heterogeneidade dos resíduos e à presença de frações lignocelulósicas, cuja estrutura limita a

eficiência da digestão anaeróbia (Mankar et al., 2021). Nesse contexto, pré-tratamentos térmicos, mecânicos e químicos têm sido investigados para aumentar a acessibilidade da celulose e hemicelulose e, conseqüentemente, elevar o rendimento de biogás (Zhang et al., 2014; Karthikeyana et al., 2017). A definição de rotas tecnológicas que combinem digestão anaeróbia e pré-tratamentos eficientes representa, portanto, uma oportunidade de transformar um passivo ambiental urbano em uma fonte significativa de energia renovável.

Nesse sentido, diante das problemáticas expostas este trabalho tem como objetivo geral avaliar o potencial de valorização energética dos resíduos sólidos urbanos do município de São Carlos por meio da produção de biogás em três rotas tecnológicas: aterro sanitário, digestão anaeróbia e digestão anaeróbia com pré-tratamento térmico, quantificando o desempenho energético e ambiental de cada alternativa e indicando a opção mais alinhada à economia circular.

2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Considerando o objetivo geral estabelecido, os objetivos específicos apresentados a seguir estruturam as etapas de avaliação adotadas no estudo, permitindo caracterizar quantitativamente o potencial energético, econômico e ambiental de cada cenário e viabilizando uma comparação consistente entre as alternativas propostas. Esses desdobramentos orientam o desenvolvimento metodológico e garantem que os diferentes aspectos envolvidos na valorização dos resíduos sejam examinados de forma integrada e coerente com as demandas atuais de sustentabilidade e gestão eficiente dos recursos. Dessa forma, destacam-se os objetivos específicos:

- Caracterizar os cenários de valorização energética com base nas três rotas tecnológicas, utilizando dados experimentais e literatura técnica;
- Determinar o potencial de geração de metano em cada cenário, considerando composição dos resíduos e parâmetros operacionais;
- Calcular a energia térmica e elétrica gerada por rota, estimando também o volume equivalente de vapor industrial e o número de residências atendidas;
- Estimar o ganho econômico associado à substituição parcial da matriz energética pela energia elétrica e térmica gerada em cada cenário;

- Quantificar o potencial de atendimento de demandas públicas a partir da energia recuperada nos cenários analisados, avaliando sua aplicabilidade prática no contexto municipal;
- Estimar o impacto ambiental evitado em CO₂ equivalente, considerando substituição da matriz energética e captura adequada de metano;
- Comparar o desempenho energético e ambiental entre as rotas, avaliando a viabilidade relativa de cada alternativa;
- Realizar análise de sensibilidade, variando fração de metano, rendimentos térmico e elétrico e eficiência de captura em aterro, para avaliar a influência de parâmetros críticos nos resultados finais.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

3.1. Matriz energética atual

O uso de combustíveis fósseis (como o carvão, o petróleo e o gás natural) se intensificou desde a Revolução Industrial, resultando na liberação de grandes quantidades de gases de efeito estufa (GEE). Estes gases são componentes naturais da atmosfera terrestre e desempenham um papel fundamental ao reterem parte da radiação solar, garantindo as condições adequadas para a vida no planeta (Pinto et al., 2022). Entretanto, a elevação da concentração atmosférica dos GEE vem ocorrendo devido às ações antrópicas, com destaque para o dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), o que tem alterado o balanço energético da Terra e contribuindo para o aquecimento global. De acordo com o Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG), em 2022 foram emitidas mais de 50.809 MtCO₂eq, representando um aumento de aproximadamente 38% em relação às emissões registradas em 2000.

Nesse contexto, verifica-se que as temperaturas globais e o nível médio dos oceanos vêm aumentando, além de os eventos climáticos extremos se tornarem cada vez mais frequentes e intensos (Shang et al., 2024). A questão do uso de combustíveis fósseis não se restringe apenas ao aquecimento global, mas também envolve implicações ambientais, sociais e econômicas significativas. Projeções indicam que, caso a degradação ambiental decorrente do consumo intensivo de fontes energéticas convencionais persista, muitos países poderão enfrentar dificuldades em garantir recursos naturais adequados às futuras gerações (Shang et

al., 2024). Dessa forma, a preocupação mundial com as mudanças climáticas tem se intensificado de forma crescente.

O primeiro grande marco desse esforço ocorreu em 1992, com a criação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC), na qual os países signatários estabeleceram um tratado visando mitigar a interferência humana no sistema climático, especialmente por meio do controle das emissões de GEE (Pinto et al., 2022). Em 1997, foi desenvolvido o Protocolo de Kyoto, que estabeleceu metas quantitativas e juridicamente obrigatórias de redução das emissões, determinando que os países participantes se comprometessem a reduzir coletivamente as emissões de GEE em 4,2% em relação aos níveis de 1990 (Chan et al., 2018).

Posteriormente, durante a COP-21, realizada em 2015, na França, foi formalizado o Acordo de Paris, considerado o instrumento mais abrangente da política climática internacional desde o Protocolo de Kyoto. A conferência contou com a participação de países responsáveis por mais de 97% das emissões globais de GEE, valor expressivamente superior aos 13% de cobertura do Protocolo de Kyoto (Chan et al., 2018). O acordo tem como principal objetivo limitar o aumento da temperatura global a níveis inferiores a 2°C, preferencialmente até 1,5°C, em comparação com os níveis pré-industriais (UNFCCC, 2021).

Dessa forma, percebe-se o fortalecimento dos compromissos globais em torno da mitigação das mudanças climáticas, acompanhado do aumento dos esforços para combater a crise ambiental atual. Em paralelo, observa-se o avanço na busca por fontes de energia alternativas e ambientalmente sustentáveis, o que foi reforçado pelo acordo firmado na COP-28, que estabeleceu a meta de triplicar a capacidade global de geração de energia renovável até 2030, destacando a importância do financiamento e da inovação em tecnologias limpas.

Além disso, a discussão sobre a matriz energética ganha ainda mais relevância no contexto da COP-30, sediada no Brasil. Entre seus seis pilares temáticos, a conferência destaca o eixo “Transição Energética, Indústria e Transporte”, o qual aborda os desafios e oportunidades relacionados à descarbonização dos sistemas de energia (Ferris; Williams 2025). A realização do evento no país ampliou a visibilidade dessa pauta e reforçou a necessidade de avanços estruturais no setor energético brasileiro, alinhando desenvolvimento nacional às metas globais de mitigação climática. Segundo Shang et al. (2024):

“Se o crescimento econômico continuar no curso das últimas décadas, até 2050, as fontes de energia renovável serão necessárias para fornecer a maior parte da energia devido a questões como o esgotamento das reservas de combustíveis fósseis e as emissões de gases de efeito estufa.”

Além disso, a demanda global por energia vem crescendo exponencialmente, sendo estimado que até 2040 esse valor aumente cerca de 28% em relação ao observado em 2021 (Mankar et al., 2021).

Portanto, fica evidente que o uso de fontes de energia limpa e renovável desempenha papel essencial para o desenvolvimento sustentável e a mitigação dos impactos ambientais associados ao uso de combustíveis fósseis. As energias renováveis contribuem para a redução das emissões de GEE, a preservação dos recursos naturais e o fortalecimento de uma economia mais verde e resiliente. Além disso, um aumento de 1% na participação da energia renovável na matriz energética de um país leva a um aumento de 0,089% no PIB (Shang et al., 2024). Assim, o investimento em tecnologias sustentáveis e a ampliação da matriz energética renovável constituem passos fundamentais para garantir um futuro mais equilibrado e seguro para as próximas gerações.

3.2. Crescimento populacional e geração de resíduos

3.2.1. Panorama mundial

Outra problemática crescente está relacionada à gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) nas próximas décadas, principalmente em decorrência do aumento populacional e da urbanização acelerada. Estima-se que a população mundial alcance 9,3 bilhões de pessoas até 2050, das quais cerca de 70% viverão em áreas urbanas. Alinhado a isso, o crescimento econômico e o avanço do consumismo intensificam a geração de lixo, sendo esperado que até 2050 o volume global de resíduos atinja aproximadamente 3,40 bilhões de toneladas por ano, o que equivale a 1,42 kg por habitante/dia (Abubakar et al., 2022).

De acordo com Mavropoulos; Anthonli (2015), presidente da *International Solid Waste Association* (ISWA), as megacidades emergentes enfrentam sérios desafios de infraestrutura para lidar com os resíduos gerados. Em 2022, cidades de países em desenvolvimento coletavam apenas 50% a 80% dos resíduos produzidos, destinando entre 20% e 50% de seus orçamentos para esse setor, enquanto países de baixa renda alcançavam índices de coleta de apenas 10% (Abubakar et al., 2022). Isso evidencia a fragilidade

estrutural e financeira dos sistemas de manejo de resíduos, colocando pressão crescente sobre a gestão ambiental urbana.

A fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) é composta em sua maioria pelos resíduos alimentares (RA) (Triviño-Pineda et al., 2024). Essa categoria abrange uma grande variedade de resíduos, incluindo resíduos de produção, resíduos de processamento, resíduos de distribuição e resíduos do consumidor (Devi et al., 2023), provenientes, em sua maioria, de fazendas, indústrias, comércios ou residências. A gestão desses resíduos apresenta uma alta complexidade, pois grande parte dos RA descartados estão relacionados a perda e o desperdício de alimentos, que podem ocorrer em diferentes etapas da cadeia de suprimento alimentar, desde as etapas primárias de produção, como a agricultura, pesca e pecuária, até as etapas pós-colheita, como armazenamento, processamento, distribuição e manuseio (Mokrane et al., 2023).

Dados de 2023 indicam que, globalmente, 1,3 bilhão de toneladas de alimentos são desperdiçadas ou perdidas anualmente, sendo 670 milhões de toneladas provenientes de países desenvolvidos (população de 1,4 bilhão) e 630 milhões de países em desenvolvimento (população de 6,2 bilhões), enquanto cerca de 750 milhões de pessoas permanecem em situação de fome (Roy et al., 2023). Isso demonstra que o modelo econômico capitalista vigente está fortemente associado ao desperdício de recursos, visto que países desenvolvidos desperdiçam quase a mesma quantidade de alimentos detendo menos de 20% da população mundial.

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), em 2022, cerca de 1,05 bilhão de toneladas de alimentos foram desperdiçadas globalmente. A distribuição desse desperdício pode ser observada na Tabela 3.1, a seguir, na qual se destaca o papel do consumo final como um dos maiores responsáveis pela perda de alimentos. Por exemplo, estima-se que 50% dos alimentos expostos em serviços de buffet sejam descartados, sendo que, devido às normas de segurança alimentar, apenas 10% a 15% desses alimentos podem ser doados com segurança (Roy et al., 2023). Ainda conforme o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), cerca de 14% dos alimentos são perdidos antes de chegarem ao mercado, enquanto 17% são desperdiçados no nível do consumidor (Wei et al., 2024).

Tabela 3.1 - Parcela dos setores no desperdício de alimentos

Setor	Parcela no desperdício de alimentos
Agrícola	11-23%
Processamento industrial	17-19%
Varejo	8-17%
Consumo final	>50%

Fonte: Adaptado de Roy, 2023

O desperdício de alimentos constitui um grave entrave à sustentabilidade, pois está associado a elevados impactos ambientais, principalmente em relação às emissões de GEE. Estima-se que a pegada de carbono do desperdício alimentar seja de aproximadamente 124 g de CO₂ equivalente por pessoa por dia (Wei et al., 2024). Em termos anuais, esse impacto atinge 4,4 Gt de CO₂, correspondendo a cerca de 8% das emissões globais de GEE de origem antrópica (Kohli et al., 2024).

Além disso, o desperdício de alimentos contribui para a poluição do solo, da água e do ar, e implica uso ineficiente de recursos naturais, como terra, água e insumos agrícolas. De acordo com a FAO, 24% de todas as terras agrícolas, da água e dos fertilizantes utilizados na produção alimentar são desperdiçados (Mokrane et al., 2023). Adicionalmente, 50% da poluição das terras habitáveis e 78% da poluição hídrica por nutrientes derivam da produção alimentar (Kohli et al., 2024). Os RA ainda representam 24% dos resíduos enviados a aterros e 22% dos resíduos sólidos urbanos incinerados, gerando impactos adicionais (Kohli et al., 2024).

Sob a perspectiva econômica, o desperdício de alimentos acarreta perdas financeiras expressivas, associadas tanto aos custos de gerenciamento dos resíduos quanto ao desperdício de insumos e investimentos produtivos. Em 2023, o custo global do desperdício alimentar foi estimado em cerca de US\$1 trilhão, podendo atingir US\$2,6 trilhões quando incluídos os custos ambientais e sociais (Mokrane et al., 2023). Deste total, US\$680 bilhões referem-se aos países desenvolvidos, enquanto US\$310 bilhões correspondem aos países em desenvolvimento (Roy et al., 2023). Para 2025, previa-se um aumento líquido de US\$375,5 bilhões, com crescimento mais acentuado nos países de baixa renda (Abubakar et al., 2022).

Essa perda financeira representa também uma oportunidade de investimento em tecnologias voltadas à redução do desperdício e à valorização dos resíduos, seja por meio da

produção de biogás, compostagem ou geração de energia renovável, contribuindo para a transição energética e a economia circular.

Dessa forma, torna-se evidente que o crescimento populacional e o aumento da urbanização intensificam a geração de resíduos e o desperdício de alimentos, ampliando seus impactos ambientais, econômicos e sociais. A adoção de políticas públicas eficientes, aliada ao desenvolvimento de tecnologias sustentáveis de gestão de resíduos, é fundamental para mitigar tais efeitos e promover um modelo de desenvolvimento mais sustentável e equilibrado.

3.2.2. Cenário brasileiro

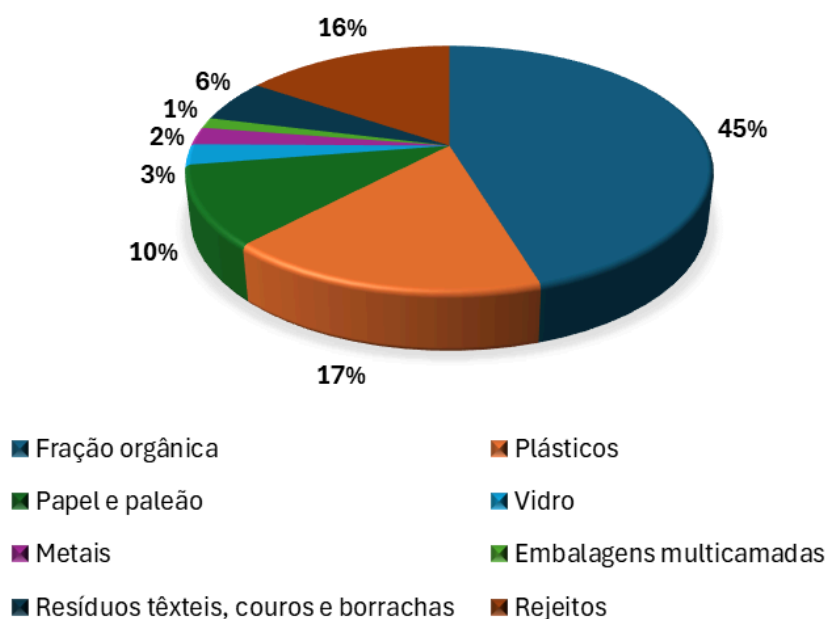
A gestão de RSU constitui um desafio ainda maior em países em desenvolvimento, onde o crescimento acelerado da população e a urbanização desordenada, aliados ao aumento do consumo e à ausência de políticas públicas efetivas voltadas à minimização da geração de resíduos, agravam significativamente o problema. Esse aumento de volume representa um grande desafio para o poder público, especialmente nas etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos resíduos.

No contexto brasileiro, entre os anos de 2010 e 2019, a geração de RSU aumentou de 67 milhões para 79 milhões de toneladas, enquanto a geração per capita passou de 348 kg/habitante/ano para 379 kg/habitante/ano (Boarati; Castro, 2024). De acordo com dados mais recentes do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, em 2021 foram geradas aproximadamente 81,8 milhões de toneladas de RSU, correspondendo a uma média de 389 kg por habitante ao ano (Borges et al., 2025). Esse crescimento expressivo em um curto intervalo de tempo evidencia o agravamento do cenário nacional de produção de resíduos, especialmente quando comparado ao volume registrado em 2019.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, estabelece diretrizes fundamentais para o manejo adequado dos resíduos, determinando que os municípios brasileiros devem eliminar os lixões e implantar sistemas de gestão integrada, o que inclui a construção e operação de aterros sanitários ambientalmente controlados (Dias et al., 2024). Apesar dessa legislação representar um marco importante na política ambiental do país, ainda persistem desafios significativos em sua implementação. A ausência de infraestrutura adequada, a insuficiência de recursos financeiros, a deficiência na fiscalização e a falta de educação ambiental da população resultam na manutenção de lixões a céu aberto e em destinações inadequadas, comprometendo a sustentabilidade do sistema.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, a composição dos RSU brasileiros é predominantemente orgânica (Boarati; Castro, 2024). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, a fração orgânica representa cerca de 45% do total de resíduos gerados, enquanto as demais frações podem ser observadas na Figura 3.1, a seguir.

Figura 3.1 - Resíduos sólidos urbanos brasileiros em 2020



Fonte: Adaptado de Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2022

O perfil composicional dos resíduos no Brasil revela um expressivo potencial para o aproveitamento energético, particularmente por meio da digestão anaeróbia da fração orgânica, processo que permite a geração de biogás e a consequente redução do volume de resíduos destinados aos aterros sanitários (Abrema, 2024). Dessa forma, o país apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento do setor de biogás, tanto para a geração de energia elétrica quanto para a produção de biometano, contribuindo para a diversificação da matriz energética nacional e a redução das emissões de gases de efeito estufa (Boarati; Castro, 2024).

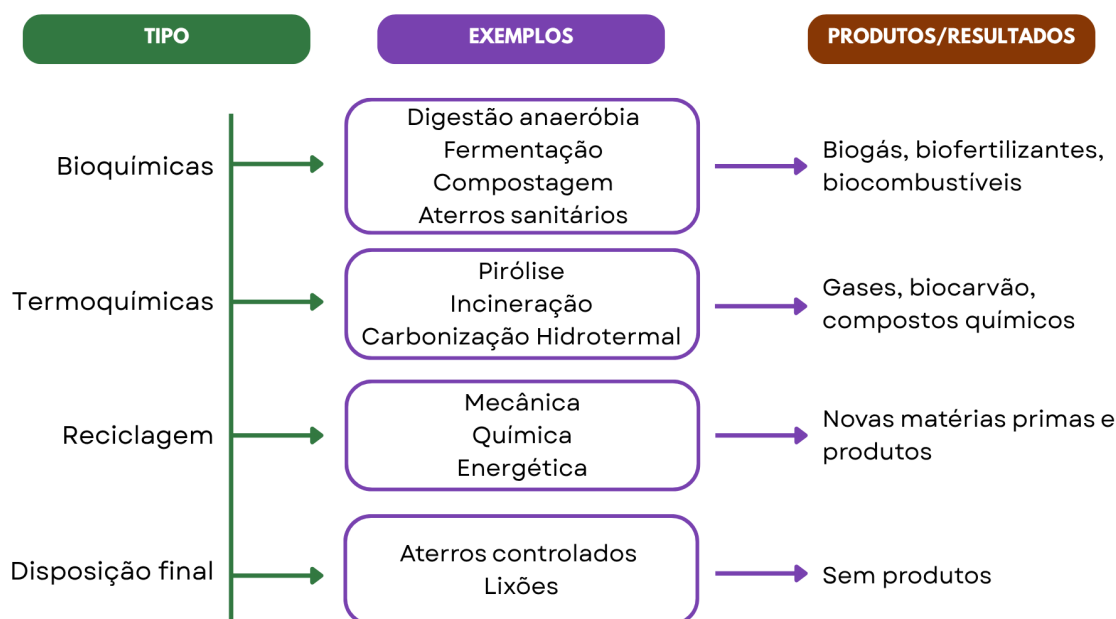
3.3. Gestão de resíduos

O aumento populacional e a rápida urbanização intensificam os desafios de gestão dos resíduos sólidos urbanos, especialmente nos países do Sul Global, onde se concentra 90% do crescimento urbano previsto até 2050 (Abubakar et al., 2022). Esse cenário pressiona os sistemas de manejo, que muitas vezes ainda recorrem a práticas insustentáveis, como o despejo e a queima a céu aberto próximos a áreas vulneráveis, o que resulta em contaminação ambiental, disseminação de doenças e emissões significativas de gases de efeito estufa (Abubakar et al., 2022).

Nesse contexto, torna-se essencial adotar estratégias voltadas à prevenção e valorização dos resíduos, priorizando ações nas fontes de geração. A redução do desperdício pode ser promovida por meio da educação do consumidor e da otimização da cadeia de suprimentos, enquanto o reaproveitamento envolve a compostagem e a produção de ração animal, possibilitando a recuperação de nutrientes e o retorno desses materiais aos ciclos produtivos (Goh et al., 2025). Tais medidas contribuem para a construção de uma economia circular, em que os resíduos deixam de ser um passivo ambiental e passam a gerar valor.

A gestão sustentável dos resíduos deve seguir a hierarquia de tratamento que privilegia a redução, reutilização, reciclagem e recuperação energética, deixando a disposição em aterros como última alternativa (Abubakar et al., 2022). Esses materiais podem ser transformados em uma ampla gama de produtos e formas de energia, de acordo com suas características e composição. Entre as possibilidades estão a geração de calor e eletricidade, a produção de combustíveis sólidos e líquidos, além da síntese de biomateriais e compostos químicos como biofertilizantes, biocarbono, carvão ativado, aditivos e ácidos orgânicos, que encontram aplicação em diferentes setores industriais e agrícolas (Roy et al., 2023). As diferentes possibilidades para valorização dos resíduos estão sintetizadas na Figura 3.2.

Figura 3.2 - Rotas de valorização dos FORSU



Fonte: Adaptado de Roy, 2023

O gerenciamento adequado desses resíduos deve priorizar abordagens que conciliem eficiência energética e controle ambiental, promovendo o tratamento em condições controladas e evitando a liberação de gases de efeito estufa, especialmente o metano, que possui elevado potencial de aquecimento global. Técnicas como a digestão anaeróbia e a incineração com recuperação energética destacam-se nesse contexto, pois permitem o aproveitamento energético da fração orgânica e dos rejeitos, contribuindo para a eficiência do sistema e para a mitigação das emissões (Luiz; Suski, 2021).

Nesse sentido, os processos de conversão energética conhecidos como *Waste-to-Energy* (WtE), incluindo digestão anaeróbia, gaseificação e pirólise, apresentam um papel estratégico na transição para uma economia circular (Goh et al., 2025). Além de gerar energia e reduzir a pressão sobre os aterros, essas tecnologias promovem benefícios sociais e econômicos ao criarem empregos, ampliarem a renda e viabilizarem o uso de subprodutos como biofertilizantes e nutrientes reciclados na agricultura. A bioenergia resultante pode ser empregada diretamente em operações agrícolas e industriais, reduzindo custos e realizando o aproveitamento de resíduos como insumos produtivos (Goh et al., 2025).

De forma geral, as rotas tecnológicas de valorização podem ser classificadas em conversões bioquímicas e termoquímicas, conforme apresentado por Roy et al. (2023). Entre as rotas bioquímicas, destacam-se:

- Aterro sanitário: seguem normas técnicas rigorosas, garantindo a deposição dos resíduos de forma controlada e monitorada. O objetivo é reduzir os impactos ambientais, como a contaminação do solo e da água subterrânea, além de minimizar os riscos de emissão descontrolada de gases (Dias et al., 2024)
- Digestão anaeróbia: A DA de resíduos orgânicos é uma das tecnologias de valorização atraentes e eficazes tanto para recuperação de recursos quanto de energia, visto que o RA exibe um alto potencial para produção de biogás. Consequentemente, a DA ou aplicação industrial em uma biorrefinaria oferece as maiores oportunidades para recuperação de recursos e energia e seria considerada a primeira opção para o manejo de RA.
- Fermentação: A fermentação é uma das tecnologias potenciais para valorização de RA. Este é um processo microbiano que converte resíduos orgânicos em produtos de valor, como bioetanol e biofertilizantes.
- Compostagem: A compostagem cria um produto que pode ser usado como corretivo do solo para melhorar os nutrientes do solo em níveis agrícolas e domésticos.

Entre as rotas termoquímicas, destacam-se:

- Pirólise: A pirólise é uma tecnologia emergente usada para valorizar RA em produtos novos com ou sem catalisadores. Esse processo envolve a decomposição em atmosfera sem oxigênio, podendo produzir óleo pirolítico, gases combustíveis e biocarvão.
- Incineração: O processo de incineração reduz 80–85% do volume do resíduo enquanto produz calor e energia e reduz a quantidade de resíduos destinados a aterros, entretanto emite gases nocivos. A incineração de RA é intensiva em energia por conta de seu alto teor de umidade.
- Carbonização Hidrotermal (HTC): A HTC é conhecida por ser uma tecnologia mais adequada para produzir produtos de valor agregado a partir de matérias-primas com alto teor de umidade, como o RA. Esta ocorre pelo tratamento em água sob alta temperatura e pressão, produzindo carvão hidrotermal e compostos químicos.

Outra estratégia é a alimentação animal, nesse caso, os produtos devem ser comestíveis ou não comestíveis para humanos, mas comestíveis para animais, e não provenientes de serviços de alimentação.

Nesse sentido, a comparação internacional apresentada por Rajeandran et al. (2019) evidencia diferenças marcantes entre as estratégias de destinação de resíduos adotadas por países desenvolvidos e aqueles em desenvolvimento, como o Brasil. Enquanto nações desenvolvidas tendem a apresentar baixos índices de disposição em aterros e elevadas taxas de incineração e conversão bioquímica, demonstrando maior investimento em tecnologias de recuperação e valorização, os países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda apresentam predominância da destinação em aterros sanitários, apresentando um potencial significativo para ampliar práticas de aproveitamento energético.

Dessa forma, a gestão dos resíduos deve ser entendida como um sistema integrado e flexível, capaz de incorporar diferentes rotas tecnológicas e estratégias de valorização, permitindo transformar passivos ambientais em recursos úteis. Tais práticas promovem uma economia circular que reduz o consumo de recursos finitos e reduz os impactos ambientais e econômicos do descarte inadequado (Abubakar et al., 2022).

3.4. Aterros sanitários e aproveitamento do biogás

A destinação final dos resíduos sólidos urbanos ainda representa um desafio significativo, especialmente nos países em desenvolvimento, onde grande parte dos resíduos é encaminhada a lixões ou aterros insalubres, sem controle ambiental adequado (Abubakar et al., 2022). Nesse contexto, a adoção de aterros sanitários vem sendo considerada uma alternativa técnica e ambientalmente mais segura, uma vez que permite o manejo controlado dos resíduos e a mitigação dos impactos associados à disposição inadequada (Dias et al., 2024).

No Brasil, essa prática é predominante, com mais de 96% dos resíduos sólidos urbanos sendo enviados a aterros sanitários, o que reforça a importância desse sistema dentro da gestão integrada de resíduos (Rajeandran et al., 2019). Entretanto, de acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, a maioria dos aterros não dispõe de infraestrutura adequada para a captação e o aproveitamento energético desse gás (Abrema, 2024). Essa limitação decorre de diversos fatores, entre os quais se destacam os altos custos de implantação, a falta de políticas públicas de incentivo, restrições técnicas e a fragmentação da gestão pública, que dificultam a expansão dessas práticas (Duan et al., 2022).

Diferentemente dos lixões e dos aterros controlados, os aterros sanitários são sistemas de engenharia projetados para armazenar resíduos de maneira planejada e, nos últimos anos, vem evoluindo de simples unidades de disposição final para sistemas multifuncionais que

buscam o aproveitamento dos subprodutos gerados durante sua operação (Dias et al., 2024). Eles vão além do simples depósito de lixo, ao adotar mecanismos que reduzem riscos ambientais, como a contaminação do solo e da água subterrânea, além de controlar emissões gasosas e impactos à saúde pública (Dias et al., 2024). O processo envolve a disposição dos resíduos em camadas compactadas e cobertas diariamente com materiais inertes, reduzindo odores, presença de vetores e dispersão de partículas pelo vento (Borges et al., 2025).

O funcionamento de um aterro sanitário baseia-se em uma série de estruturas que garantem sua segurança ambiental. De acordo com Dias et al., 2024, as principais são:

- Camadas de impermeabilização: A base do aterro é revestida por camadas de materiais impermeáveis, como argila compactada ou mantas geossintéticas, que evitam a infiltração de líquidos no solo e protegem os lençóis freáticos contra a contaminação.
- Sistema de drenagem de chorume: O chorume, líquido resultante da decomposição dos resíduos e da infiltração de água da chuva, é coletado por tubulações e direcionado para unidades de tratamento. Esse sistema evita que o líquido se acumule ou atinja o meio ambiente de forma descontrolada.
- Captação e manejo do biogás: A decomposição anaeróbica dos resíduos orgânicos gera gases como metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Tubulações específicas captam esses gases, que podem ser aproveitados para geração de energia.
- Cobertura dos resíduos: os resíduos depositados são cobertos diariamente com uma camada de solo ou outro material inerte. Isso impede a exposição direta ao ambiente, reduzindo a proliferação de vetores, odores e a dispersão de resíduos pelo vento.
- Monitoramento ambiental: O funcionamento do aterro é acompanhado por sistemas de monitoramento da qualidade do solo, água e ar, garantindo que a operação esteja dentro dos padrões ambientais estabelecidos.

O processo de operação de um aterro envolve etapas sucessivas: recepção e segregação dos resíduos, compactação, cobertura diária, tratamento do chorume, controle de emissões gasosas e monitoramento ambiental. Após atingir sua capacidade máxima, a área é encerrada e passa por reabilitação ambiental, podendo ser convertida em espaços públicos ou áreas verdes, desde que mantido o acompanhamento técnico e ambiental (Dias et al., 2024).

A eficiência da captação do biogás depende da estrutura do aterro, do tipo de resíduo e das condições operacionais. Em instalações bem projetadas, é possível recuperar entre 50% e 90% do gás gerado, o que reduz significativamente as emissões de metano para a atmosfera (Borges et al., 2025). Apesar dessas tecnologias, em muitos aterros, uma quantidade

significativa de metano ainda é liberada diretamente na atmosfera, sendo que resíduos com maior proporção de matéria orgânica, como RA, aumentam a produção de metano (Dias et al., 2024).

Entre os principais impactos ambientais associados aos aterros sanitários, a contaminação do solo e das águas subterrâneas é um dos mais preocupantes. O chorume, líquido resultante da decomposição dos resíduos, apresenta alta carga de poluentes que, na ausência de tratamento adequado, podem infiltrar-se no solo e comprometer sua qualidade (Gunarathne et al., 2023). Em casos mais severos, as substâncias químicas presentes nesse efluente podem se acumular com o tempo e alterar as propriedades físicas e químicas do solo, tornando-o tóxico (Ozbay et al., 2021).

Além disso, a infiltração do chorume no solo pode contaminar fontes de água subterrâneas, colocando em risco a saúde das populações locais que fazem uso dessas fontes (Gunarathne et al., 2024). Do ponto de vista social, também existem impactos significativos. A presença de aterros, especialmente quando mal administrados, pode gerar desconfortos e prejuízos à comunidade, como a poluição visual, a desvalorização imobiliária das áreas próximas e a maior incidência de vetores transmissores de doenças, o que afeta diretamente a qualidade de vida local (Dias et al., 2024).

Em escala global, estima-se que os aterros sanitários emitam cerca de 29 milhões de toneladas de metano por ano, representando aproximadamente 8% das emissões mundiais desse gás (Abubakar et al., 2022). O metano é um potente agente de aquecimento global, sendo cerca de 25 vezes mais impactante que o dióxido de carbono, o que torna o cenário ainda mais preocupante (Abubakar et al., 2022). Contudo, quando o metano é convertido em CO₂ por meio da queima controlada para geração de energia, ocorre uma expressiva redução de seu potencial de aquecimento, ao mesmo tempo em que se promove a descarbonização da matriz energética e viabiliza a comercialização de créditos de carbono (Borges et al., 2025).

3.5. Digestão anaeróbia

3.5.1. Princípios e etapas do processo

A digestão anaeróbia é um processo biológico em que microrganismos decompõem a matéria orgânica em um ambiente livre de oxigênio, resultando na formação de biogás. Esse método é amplamente reconhecido como uma das principais rotas de conversão de resíduos alimentares em energia, podendo ser aplicado a diferentes tipos de substratos orgânicos provenientes da agricultura, da indústria e dos centros urbanos (Goh et al., 2025).

Estudos demonstram que o redirecionamento de resíduos alimentares para o processo de DA reduz a emissão de CO₂ em 40 a 60% quando comparado a disposição em aterros (Goh et al., 2025). Assim, a DA vem sendo considerada uma alternativa economicamente viável e ambientalmente sustentável para o gerenciamento de resíduos orgânicos, promovendo simultaneamente o tratamento adequado e a recuperação energética.

O processo de digestão anaeróbia ocorre em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A primeira, denominada hidrólise, consiste na degradação de compostos orgânicos complexos em moléculas mais simples e solúveis (Devi et al., 2023), essa fase é considerada a etapa limitante do processo. Na sequência, ocorre a acidogênese, em que as bactérias fermentativas metabolizam os compostos gerados na hidrólise (Devi et al., 2023). Já na acetogênese, os produtos intermediários da etapa anterior são convertidos e, por fim, na fase de metanogênese, microrganismos degradam as substâncias de baixo peso molecular, resultando na produção de metano e dióxido de carbono (Devi et al., 2023).

O desempenho da digestão anaeróbia é influenciado por diversos parâmetros operacionais, entre os quais se destacam o tempo de retenção, a temperatura, o pH, a agitação do sistema e a presença de nutrientes (Sarker et al., 2019). O pH ideal para os microrganismos metanogênicos situa-se entre 6,5 e 7,5, enquanto a temperatura apresenta faixas ótimas de 30–40 °C para sistemas mesofílicos e 50–60 °C para processos termofílicos. A manutenção desses valores é essencial para garantir atividade microbiana eficiente. Além disso, o tempo de retenção deve permitir a completa degradação do substrato, a agitação assegura homogeneidade e favorece o contato entre microrganismos e substrato, e a disponibilidade adequada de nutrientes sustenta o crescimento microbiano e a continuidade do processo

De forma geral, a digestão anaeróbia se destaca como uma tecnologia consolidada e promissora para o aproveitamento energético e o tratamento sustentável de resíduos

orgânicos. Além de permitir a redução das emissões de gases de efeito estufa e a substituição de fontes fósseis, o processo promove a valorização de resíduos antes considerados passivos ambientais, alinhando-se aos princípios da economia circular e contribuindo para a transição energética em direção a um modelo de baixo carbono.

3.5.2. Potencial energético do biogás a partir da DA

Historicamente, a geração de biogás foi tratada apenas como um subproduto das estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Contudo, nas últimas décadas, observou-se uma expressiva expansão do mercado voltado à produção de biogás a partir de substratos sólidos (Rajeandran et al., 2019). Diante do aumento dos desafios relacionados à gestão dos RSU, especialmente dos RA, a recuperação e valorização do biogás derivado desses materiais tornaram-se estratégias fundamentais (Goh et al., 2025).

O biogás constitui uma forma versátil de bioenergia, resultante da DA de resíduos orgânicos biodegradáveis (Nehra; Jain, 2023). A conversão desse material orgânico não aproveitado em energia por meio de tecnologias como a DA pode liberar uma fração significativa de sua energia incorporada. Estima-se que, se apenas 10% dos alimentos desperdiçados fossem processados por DA, seria possível gerar entre 15 e 30 bilhões de metros cúbicos de biogás (Dias et al., 2024). Essa prática não apenas reduz o volume de resíduos a serem tratados, mas também promove a produção de uma fonte limpa e renovável de energia.

A composição típica do biogás inclui entre 60% e 70% de metano, 35% a 40% de dióxido de carbono e pequenas proporções de água, nitrogênio, sulfeto de hidrogênio e outros compostos (Nehra; Jain, 2023). Por ser um combustível de uso múltiplo, o biogás pode ser direcionado para motores de combustão interna, utilizados para geração de eletricidade, sistemas de cogeração, que produzem energia elétrica e térmica simultaneamente, ou ainda purificado até atingir a qualidade de biometano, combustível semelhante ao gás natural e aplicável em veículos ou redes de distribuição (Borges et al., 2025). De acordo com a Agência Internacional de Energia (IEA), a conversão de biogás em eletricidade apresenta rendimento entre 30% e 40%, podendo alcançar até 80% em sistemas de cogeração (IEA, 2025). O biometano possui composição e propriedades próximas às do gás natural, contendo mais de 96% de metano, o que permite seu uso como combustível veicular, sua injeção em redes de distribuição de gás ou sua comercialização como fonte de energia renovável (Borges et al., 2025).

Segundo a Waste Management World (2017), o mercado global de biogás deve alcançar 50 bilhões de dólares até 2026 (Rajeandran et al., 2019). A Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2023) aponta que, se todo o potencial técnico do biogás fosse explorado globalmente, ele poderia suprir entre 6% e 9% da demanda mundial de energia primária. Em termos de eletricidade, representaria entre 16% e 22% do consumo global e, quando convertido em biometano, corresponderia a 26% a 37% do consumo mundial de gás natural. No entanto, atualmente apenas 1,6% a 2,2% desse potencial é efetivamente aproveitado comercialmente.

Diversos países têm investido na expansão da produção de biometano a partir do biogás. A Alemanha, por exemplo, conta com mais de 200 plantas operacionais, e a União Europeia estabeleceu a meta de alcançar 120 bilhões de metros cúbicos anuais até 2030 (Nehra; Jain, 2023). No Brasil, entretanto, apenas cerca de 2,2% do potencial técnico foi aproveitado em 2020, indicando um vasto campo de oportunidades para desenvolvimento e inovação (EPE, 2023).

Como fonte de energia renovável, o biogás se destaca por reduzir o uso de combustíveis fósseis e, conseqüentemente, as emissões de gases de efeito estufa (Sharma et al., 2023). O emprego do biometano em veículos contribui para a diminuição da poluição atmosférica e favorece a transição para uma economia de baixo carbono. Além disso, o aproveitamento energético do biogás está alinhado às metas do Acordo de Paris, e os créditos de carbono gerados pela captura e uso do metano podem representar uma nova fonte de receita (Dias et al., 2024). Dessa forma, o aproveitamento energético do biogás não apenas promove a geração de energia limpa e descentralizada, mas também contribui para a redução de emissões de metano na atmosfera, reforçando seu papel estratégico na matriz energética sustentável (Borges et al., 2025).

Assim, as tecnologias voltadas à conversão de resíduos alimentares em energia representam soluções inovadoras para o desafio global do desperdício de alimentos, ao mesmo tempo em que respondem à crescente demanda energética (Goh et al., 2025). Nesse contexto, o Brasil, como um dos principais produtores de alimentos do mundo, apresenta um elevado potencial técnico para a geração de biogás a partir dos RA, reforçando seu papel estratégico na transição para uma matriz energética mais sustentável.

3.5.3. Co-digestão de resíduos

A co-digestão anaeróbia é um processo biológico em que dois ou mais tipos de resíduos orgânicos são decompostos simultaneamente em um único digestor, sob condições anaeróbias. Essa técnica busca otimizar o desempenho da digestão ao combinar diferentes substratos, aproveitando suas características complementares para melhorar a estabilidade e a eficiência do processo (Devi et al., 2023). A utilização de múltiplos resíduos em conjunto permite equilibrar a relação carbono/nitrogênio (C/N) e minimizar os efeitos de compostos inibitórios, garantindo um ambiente mais estável para a atividade microbiana (Khanthong et al., 2023). Além disso, a co-digestão proporciona um melhor balanço de nutrientes, o que resulta em sistemas de digestão mais completos e com maior produção de biogás (Ferdes et al., 2023).

Entre as principais vantagens da co-digestão em comparação à digestão de substrato único, destacam-se os ganhos ecológicos, tecnológicos e econômicos. Essa técnica aumenta a produção de metano ao diluir substâncias tóxicas e inibidoras que prejudicam a digestão (Azarmanesh et al., 2023). De modo geral, a co-digestão também favorece a sinergia entre os diferentes substratos, o que melhora a conversão da matéria orgânica e estabiliza o digestato resultante (Ali et al., 2024). Além disso, possibilita o gerenciamento simultâneo de diferentes tipos de resíduos, o que traz vantagens operacionais e econômicas relacionadas à redução de custos de disposição e tratamento (Jasinka et al., 2023).

Aplicada aos RA, a co-digestão apresenta grande potencial para superar as limitações da digestão anaeróbia convencional. Os RA, compostos por altos teores de carboidratos, lipídios e proteínas, apresentam alta biodegradabilidade, o que os torna excelentes substratos para a produção de biogás (Khanthong et al., 2023). No entanto, sua digestão isolada pode gerar instabilidade no processo, devido à rápida acidificação do meio e ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, que reduzem o pH e afetam a atividade metanogênica (Khanthong et al., 2023). A combinação desses resíduos com outros substratos de menor degradabilidade, como a biomassa lignocelulósica, contribui para o equilíbrio da relação C/N e aumenta o rendimento de metano, além de reduzir os riscos de toxicidade e acidificação (Devi et al., 2023; Naran et al., 2016). Dessa forma, a co-digestão de resíduos alimentares se mostra uma alternativa eficaz para melhorar a estabilidade do processo e elevar a eficiência energética da digestão anaeróbia (Ferdes et al., 2023).

Entre os materiais mais promissores para a co-digestão com resíduos alimentares está a biomassa lignocelulósica, uma fonte abundante e renovável de energia, com estimativa de disponibilidade global de aproximadamente 200 bilhões de toneladas por ano (Mankar et al.,

2021). Esse tipo de biomassa, composta principalmente por celulose, hemicelulose e lignina, apresenta grande potencial para complementar substratos ricos em nitrogênio, como os resíduos alimentares, equilibrando a composição do meio e ampliando o rendimento do processo.

Assim, a co-digestão surge como uma estratégia eficiente e sustentável para o tratamento e valorização de resíduos orgânicos, especialmente os alimentares, ao mesmo tempo em que viabiliza o uso de recursos renováveis, como a biomassa lignocelulósica, na produção de biogás e na transição para uma matriz energética mais limpa e equilibrada.

3.5.4. Pré-tratamentos aplicados a resíduos orgânicos

Os métodos de pré-tratamento são amplamente utilizados como etapa preliminar à digestão anaeróbia, com o objetivo de melhorar a biodegradabilidade dos substratos e otimizar o processo de conversão da matéria orgânica em biogás. Esses tratamentos atuam na quebra e solubilização de compostos orgânicos complexos, tornando-os mais acessíveis à ação microbiana (Deepanraj et al., 2017). Além de acelerar a hidrólise (etapa limitante da DA), os pré-tratamentos também reduzem o tempo de processamento, aumentam a eficiência da degradação e potencializam a produção de metano (Naran et al., 2016). A aplicação dessas técnicas é especialmente relevante para resíduos com estruturas resistentes, como a biomassa lignocelulósica, que apresentam baixa degradabilidade em sua forma natural (Ali et al., 2024).

Existem quatro categorias principais de pré-tratamento: físico, térmico, químico e biológico. Cada uma delas apresenta mecanismos distintos de atuação, sendo escolhidas conforme o tipo de substrato, o resultado desejado e os recursos disponíveis (Ferdes et al., 2023). O pré-tratamento físico é caracterizado pelo uso de processos mecânicos, como trituração, moagem e radiação, visando reduzir o tamanho das partículas e aumentar a área superficial de contato entre microrganismos e substrato. Esse processo favorece a hidrólise e acelera a degradação da matéria orgânica, embora apresente como principal desvantagem o alto consumo energético, que pode variar de acordo com o tamanho de partícula desejado (Ferdes et al., 2023; Mankar et al., 2021).

O pré-tratamento térmico, por sua vez, utiliza o calor para romper estruturas complexas, solubilizar a matéria orgânica e tornar os compostos mais acessíveis à degradação microbiana (Khan et al., 2022). É uma técnica amplamente empregada por ser eficiente na desestruturação de resíduos ricos em lipídios, celulose e hemicelulose, embora sua eficiência dependa de variáveis como temperatura, tempo de exposição e tipo de substrato. Além disso,

temperaturas elevadas podem aumentar a solubilização da matéria orgânica, mas também causar volatilização de compostos nitrogenados e formação de substâncias inibitórias, o que exige um controle rigoroso das condições de operação (Bong et al., 2018).

O pré-tratamento químico utiliza reagentes ácidos, alcalinos ou solventes orgânicos para dissolver compostos resistentes e aumentar a biodisponibilidade dos carboidratos. Esse método é especialmente eficiente para substratos lignocelulósicos, pois remove a lignina e reduz a cristalinidade da celulose, facilitando o acesso enzimático durante a hidrólise (Ferdes et al., 2023). Apesar de sua alta eficácia, o pré-tratamento químico demanda cuidado com o manuseio de substâncias corrosivas e com os custos associados ao tratamento de efluentes gerados (Ferdes et al., 2023).

Já o pré-tratamento biológico é baseado na ação de microrganismos e enzimas que degradam compostos complexos, promovendo uma hidrólise mais seletiva e ambientalmente amigável (Ferdes et al., 2020). Embora apresente baixo consumo energético e não gere resíduos tóxicos, esse método é mais lento e pode exigir condições controladas para manter a atividade microbiana ideal, o que limita sua aplicação em larga escala (Ferdes et al., 2023).

No caso dos RA, o pré-tratamento mecânico tem sido amplamente empregado para reduzir o tamanho das partículas e aumentar a eficiência da DA. A diminuição das partículas aumenta a superfície de contato entre o substrato e os microrganismos, acelerando as reações bioquímicas e favorecendo a produção de biogás (Bong et al., 2018; Devi et al., 2023). Estudos indicam que a moagem e trituração podem elevar o rendimento de biogás em até 149% em comparação à digestão sem pré-tratamento, embora a redução excessiva do tamanho das partículas possa causar instabilidade do sistema, com acidificação e inibição da produção de metano (Bong et al., 2018). Dessa forma, o controle do tamanho ideal das partículas é essencial.

Em relação à biomassa lignocelulósica, o pré-tratamento térmico apresenta grande potencial de aplicação, uma vez que essa biomassa é composta majoritariamente por celulose, hemicelulose e lignina, estruturas que dificultam a degradação enzimática (Mankar et al., 2021). A utilização de calor rompe a estrutura lignina-celulose, reduz a cristalinidade e aumenta a solubilização da matéria orgânica, permitindo melhor acesso dos microrganismos aos açúcares fermentáveis (Zhang et al., 2014; Ferdes et al., 2023). Dessa forma, o pré-tratamento térmico se destaca como uma etapa essencial para maximizar a eficiência da digestão de materiais lignocelulósicos e favorecer a produção de biogás (Ali et al., 2024; Mankar et al., 2021).

3.6. Digestato e potencial de uso agrícola

O digestato é um subproduto gerado durante o processo de digestão anaeróbia e representa um desafio significativo para o manejo ambiental e operacional. Estima-se que uma planta de digestão de médio porte possa produzir anualmente milhares de toneladas desse material, o que torna sua disposição uma tarefa complexa (Guan et al., 2024). Quando utilizado sem tratamento adequado, o digestato pode representar riscos à saúde pública e ao meio ambiente, devido à possível presença de microrganismos patogênicos e à disseminação de doenças (Nag et al., 2021).

Apesar dos desafios associados à sua gestão, o digestato é reconhecido como um resíduo de alto valor agregado. Proveniente da decomposição parcial da matéria orgânica, ele contém nutrientes essenciais como nitrogênio, fósforo e potássio, além de diversos micronutrientes fundamentais ao desenvolvimento vegetal (Lamolinará et al., 2022). Sua composição e propriedades variam conforme o tipo de substrato utilizado e as condições operacionais do digestor, mas, de modo geral, trata-se de um material rico em elementos que podem ser reaproveitados de diversas maneiras sustentáveis, como observado na Figura 3.3.

Figura 3.3 - Aplicações do digestato



Fonte: Adaptado de Guan, 2024

Diversas aplicações têm sido exploradas para o uso do digestato. Ele pode, por exemplo, servir como matéria-prima para a produção de biochar, um material carbonáceo resultante de processos como pirólise, gaseificação e carbonização hidrotérmica, que é utilizado tanto para a recuperação de energia quanto para a melhoria ambiental, devido à sua alta capacidade de retenção de carbono (Lamolinara et. al, 2022). O digestato também pode ser empregado no cultivo de microalgas, as quais apresentam alto teor proteico e podem ser utilizadas como ração animal (Tawfik et al., 2022).

Outras alternativas de valorização incluem seu uso em rações suínas e na conversão por insetos, uma tecnologia emergente que transforma o resíduo em proteína e gordura, com potencial para aplicação em rações e até na produção de biocombustíveis, contribuindo para o fechamento do ciclo de reaproveitamento de resíduos orgânicos (Guan et al., 2024).

Entre as diferentes formas de aproveitamento, a utilização do digestato como fertilizante se destaca como uma das estratégias mais promissoras e sustentáveis. Por sua elevada concentração de nutrientes, o digestato atua como uma eficiente emenda orgânica, promovendo o enriquecimento do solo (Lamolinara et. al, 2022). Sua aplicação pode reduzir a erosão, melhorar a retenção de água e favorecer o ciclo de nutrientes. Além disso, o uso agrícola desse material contribui para diminuir a dependência de fertilizantes sintéticos, ao mesmo tempo que promove a reciclagem de nutrientes e de matéria orgânica (Zilio et al., 2021).

Estudos demonstram que o uso de digestato em solos agrícolas favorece o crescimento das culturas, auxiliando na produtividade e na disponibilidade de nitrogênio para as plantas (Doyeni et al. 2021). Outro benefício é a menor presença de microrganismos patogênicos quando comparado à matéria orgânica não tratada, além da redução de odores e riscos de contaminação. No entanto, a aplicação deve ser feita com controle rigoroso, pois características químicas inadequadas, como acidez ou alcalinidade excessiva, podem alterar o pH do solo e comprometer a absorção de nutrientes, além da contaminação dos corpos d'água e eutrofização (Guan et al., 2024).

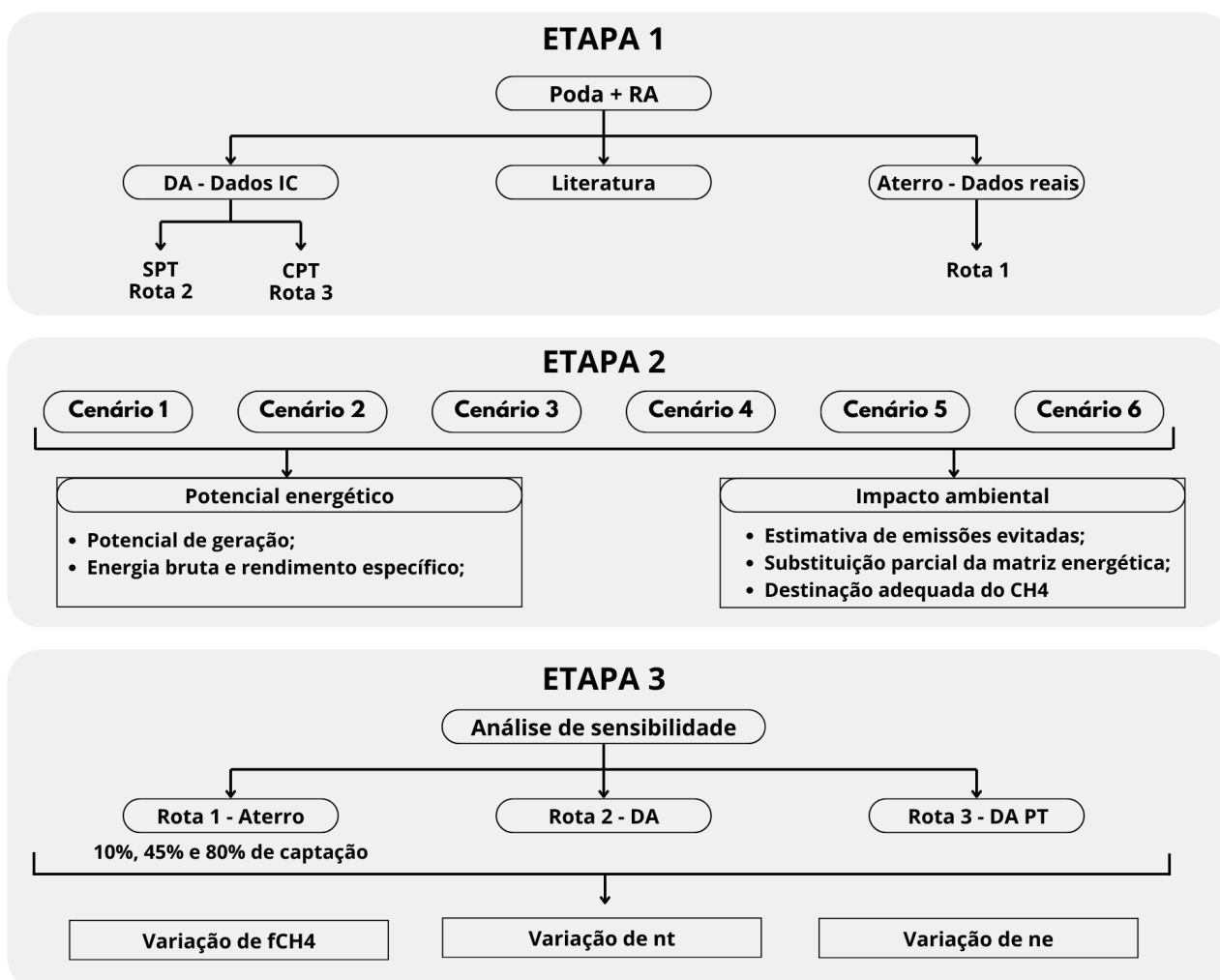
Assim, embora o digestato represente um desafio em termos de volume e manejo, ele também oferece um amplo potencial de aproveitamento sustentável, principalmente na agricultura, onde pode atuar como uma alternativa eficiente, econômica e ambientalmente benéfica aos fertilizantes convencionais.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Estruturação do estudo

A Figura 4.1 apresenta a organização metodológica do estudo dividida em três etapas principais. Na Etapa 1, os dados necessários são reunidos a partir de três fontes: os resultados experimentais de digestão anaeróbia da mistura de poda e resíduo alimentar (utilizados para as rotas 2 e 3), a literatura científica, e os dados reais do aterro sanitário (que compõem a rota 1). A Etapa 2 contempla a modelagem dos diferentes cenários (Tabela 4.1), distribuídos entre análises de potencial energético e avaliações de impacto ambiental de cada alternativa. Por fim, a Etapa 3 corresponde à análise de sensibilidade, aplicada às três rotas tecnológicas. Nessa etapa, diferentes parâmetros são variáveis conforme a rota analisada, permitindo avaliar como essas alterações influenciam os resultados energéticos e ambientais.

Figura 4.1 - Estruturação do estudo



*RA - Resíduo alimentar; DA - Digestão Anaeróbia; SPT - Sem pré-tratamento; CPT - Com pré-tratamento; DA-PT - Digestão Anaeróbia com pré-tratamento; fCH₄ - fração de metano ; nt - Rendimento térmico; ne - Rendimento elétrico

Fonte: Autoria própria

A comparação foi conduzida de forma sistemática, utilizando uma unidade funcional fixa que serve como base de normalização para todos os resultados. Neste estudo, a unidade funcional adotada corresponde à quantidade total de RA e poda gerados na cidade de São Carlos (SP). Esse valor foi obtido a partir da população da cidade, estimada pelo IBGE (2022) em 266.427, da geração média de resíduos sólidos urbanos por habitante, de 379 kg/habitante/ano (Boarati et al., 2024), e da fração orgânica dos RSU. Dessa forma, todos os cálculos energéticos e de emissões foram expressos por tonelada de resíduo gerado, permitindo uma comparação direta e consistente entre os cenários.

Tabela 4.1 - Cenários de destinação dos resíduos analisados

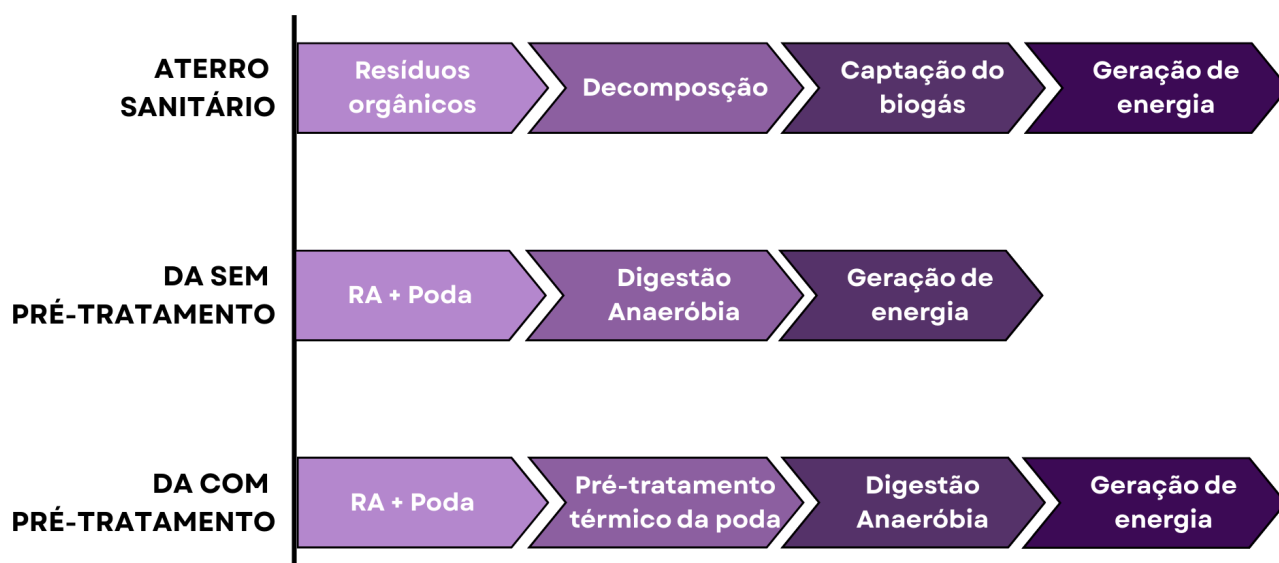
Cenários	Aterro sanitário	DA	DA com pré-tratamento
Cenário 1	100%	0	0
Cenário 2	0	100%	0
Cenário 3	0	0	100%
Cenário 4	50%	25%	25%
Cenário 5	50%	0	50%
Cenário 6	0	50%	50%

Fonte: Autoria própria

As fronteiras do sistema foram definidas de forma a abranger desde a geração dos resíduos até o aproveitamento energético final do biogás, conforme ilustrado no fluxograma apresentado na Figura 4.2. As principais premissas são:

- Em todos os casos, considera-se o processamento e tratamento do resíduo, com exclusão de etapas logísticas e de infraestrutura (transporte e construção).
- No cenário de aterro, são incluídos os processos de decomposição anaeróbia, captura parcial do biogás e queima controlada.
- No cenário de digestão anaeróbia, as fronteiras englobam a preparação da mistura RA + poda, a operação do reator anaeróbio e a geração e utilização do biogás.
- No cenário com pré-tratamento térmico, acrescenta-se o consumo energético da autoclavagem, mantendo as mesmas etapas subsequentes da digestão e aproveitamento energético.

Figura 4.2 - Fronteiras dos sistemas analisados



Fonte: Autoria própria

Essa estrutura metodológica permite avaliar de forma integrada o balanço energético líquido, o potencial de emissões evitadas e o desempenho comparativo de cada rota de destinação sob uma base comum e reproduzível.

4.2. Dados base

Os cálculos e comparações realizadas neste estudo foram baseados em um conjunto de dados provenientes de diferentes fontes, organizados em três grupos principais: (i) dados experimentais obtidos na Iniciação Científica em fase de publicação, (ii) dados complementares provenientes da literatura técnico-científica e (iii) dados referentes à operação de aterros sanitários de grande porte. Essa estrutura garante a consistência e reprodutibilidade das análises, além de permitir a integração entre resultados laboratoriais e parâmetros operacionais reais.

4.2.1. Dados experimentais previamente obtidos em laboratório

Os dados primários utilizados foram obtidos a partir do projeto de Iniciação Científica intitulado “O papel da universidade na valorização energética do biogás a partir de resíduos sólidos urbanos”. Neste trabalho, foram conduzidos ensaios de co-digestão anaeróbia de resíduo alimentar e poda, com e sem a aplicação de pré-tratamento térmico (autoclavagem) da fração lignocelulósica. Os experimentos tiveram a duração de 40 dias, avaliando diferentes proporções de (RA) e inóculo, variando entre 1:1 e 1:3, bem como a influência da adição da poda, tanto autoclavada quanto não autoclavada.

A partir desses experimentos, adotou-se como referência a melhor condição da co-digestão com pré-tratamento térmico, comparando-a com sua similar, co-digestão sem pré-tratamento térmico. Com isso, foram obtidas informações sobre a produção volumétrica de biogás, fração de metano (fCH₄), teor de sólidos voláteis alimentados (SV), rendimentos de conversão, consumo médio de energia elétrica de autoclaves (por ciclo e por quilograma de material tratado), entre outros, os quais foram utilizados diretamente nas estimativas energéticas deste estudo.

Esses resultados representam a base de dados primária dos cenários que envolvem a digestão anaeróbia, sendo posteriormente normalizados pela unidade funcional definida. Os dados utilizados estão dispostos na Tabela 4.2 a seguir.

Tabela 4.2 - Resultados obtidos na pesquisa científica

Parâmetro	Valor	Unidade
SV RA	0,783	gSV/gRA
SV Poda	0,5	gSV/gPoda
Produção de biogás sem aplicação do pré-tratamento	137,5	mL/gSV
Produção de biogás com aplicação do pré-tratamento	214,1	mL/gSV
Temperatura dos reatores	35	°C
Pressão dos reatores	1	atm
Fração de metano	65%	-

Fonte: Autoria própria

Além disso, também foram levantadas as informações relacionadas ao pré-tratamento térmico realizado. Estas informações estão disponíveis na Tabela 4.3 a seguir.

Tabela 4.3 - Dados relacionados ao pré-tratamento térmico com autoclave

Dados do pré-tratamento térmico aplicado (Autoclavagem)		
Capacidade	3186,4	gSV
Tempo	30	min
Temperatura	120	C
Potência do equipamento	6000	W

Fonte: Autoria própria

4.2.2 Dados complementares provenientes da literatura técnico-científica

Os dados secundários foram extraídos de referências técnicas e científicas, visando preencher lacunas não abordadas experimentalmente. As pesquisas foram conduzidas principalmente no Portal de Periódicos da CAPES, utilizando combinações de palavras-chave relacionadas aos parâmetros necessários para os cálculos energéticos e ambientais, tais como: *“biogas energy efficiency”*, *“thermal efficiency”*, *“electrical efficiency”*, *“methane yield”*, *“methane calorific value”*, *“anaerobic digestion performance”*, *“methane density”*, *“methane capture landfill”*, *“emission factor electricity Brazil”*, *“natural gas emission factor”* e *“steam enthalpy thermodynamic properties”*. Também foram consultadas referências técnicas consolidadas, como manuais de engenharia (Çengel; Boles, 2011) e relatórios institucionais (CPFL, Comgás, GOV, IEA).

Entre as informações complementares estão o poder calorífico e densidade do metano (ambos obtidos a 25°C e 1 atm), rendimentos de conversão energética (para caldeiras e motogeradores), além de fatores de emissão e econômicos associados à geração e uso do biogás. Esses parâmetros encontram-se na Tabela 4.4, a seguir.

Tabela 4.4 - Dados bibliográficos

Parâmetro	Valor	Unidade	Fonte
Poder calorífico do metano	35,80	MJ/m ³	Gupta et al., 2023
Densidade do metano	0,66	kg/m ³	Çengel, 2011
Rendimento caldeira	0,68	-	Faria, 2021
Rendimento de gerador	0,35	-	IEA, 2025
Preço kWh	0,95	R\$/kWh	CPFL, 2025
Preço GN	7,48	R\$/m ³	Comgas, 2025
Consumo médio das residências brasileiras	152,20	kWh	Fedrico, 2025
Entalpia do vapor saturado (10 bar)	2777,10	kJ/kg	Çengel, 2011
Entalpia da água líquida a 25°C	104,83	kJ/kg	Çengel, 2011
Captura de metano	0,685	-	Candiani, 2017
Fator de emissão SIN	0,0545	tCO ₂ /MWh	MCTI, 2024
Fator de emissão GN	0,244	tCO ₂ /MWh	UNFCCC, 2016
GWP do metano	28	tCO ₂ /t _{metano}	IPCC, 2014

Fonte: Autoria própria

4.2.3 Dados referentes à operação de aterros sanitários de grande porte

Para o cenário correspondente à disposição dos resíduos em aterro sanitário, o conjunto de dados compreende a massa de RSU recebida, volume de biogás em condições normais e fração de metano, medidos por instrumentos da própria planta e consolidados pela equipe técnica. A série mensal fornecida por uma operadora de aterro sanitário de grande porte no Sudeste do Brasil foi de 120.000 toneladas de RSU, com geração média de 6.663.490 Nm³ de biogás por mês, contendo cerca de 56,5% de metano. Por acordo de confidencialidade, nome e localização não são divulgados. Os valores foram normalizados por tonelada de RSU e utilizados apenas em forma agregada.

Esses valores foram utilizados como base para o cálculo do potencial energético do biogás no cenário de aterro, permitindo comparações diretas com os resultados da digestão anaeróbia simulada a partir dos dados experimentais e bibliográficos.

Por fim, para possibilitar uma comparação mais concreta da energia térmica gerada, optou-se por expressar esse valor em termos de vazão de utilidade industrial, tomando como referência o vapor saturado. Essa escolha se justifica pelo fato de que a maioria das instalações industriais emprega vapor nesse estado, uma vez que ele mantém temperatura constante durante a condensação, desde que a pressão se mantenha estável. Além disso, grande parte dos equipamentos industriais opera com vapor à pressão de saturação de aproximadamente 10 bar (Bizzo, 2018).

Nesse cenário, calculou-se a quantidade de vapor possível a partir da energia térmica disponível, considerando o aquecimento de água a 25 °C até sua vaporização na pressão de 10 bar, de modo a estimar a vazão equivalente de vapor saturado que poderia ser suprida pelo sistema de valorização energética.

4.3. Procedimento de cálculo

4.3.1. Cálculos Energéticos

O procedimento de cálculo adotado foi essencialmente o mesmo para as três rotas analisadas, variando apenas conforme as particularidades de cada sistema.

Para a rota do aterro sanitário (Rota 1), os parâmetros de entrada foram a massa total de resíduos dispostos, o volume de biogás captado (normalizado), a eficiência de captação e o teor médio de metano. Com base nesses dados, o potencial de geração de biogás (PG) foi estimado a partir do volume normalizado, da massa de resíduos e do tempo referente ao volume captado:

$$PG_N = \frac{V_N}{massa \times t} \left[\frac{mL}{gSV \times dia} \right] \quad (1)$$

A partir do volume captado e da eficiência de captação, obtiveram-se o volume total gerado de biogás e o volume emitido para a atmosfera:

$$V_{gerado} = \frac{V_{captado}}{captação} \quad (2)$$

$$V_{emitido} = V_{gerado} - V_{captado} \quad (3)$$

Nas rotas de digestão anaeróbia (Rota 2 e Rota 3), o potencial de geração foi inicialmente normalizado para as condições padrão de temperatura e pressão, garantindo

comparabilidade entre dados experimentais e de literatura. A correção foi feita conforme a Equação 4:

$$PG_N = PG \times \frac{P_{medido}}{P_{std}} \times \frac{T_{medido}}{T_{std}} \quad (4)$$

onde $P = 101325$ kPa e $T = 273,15$ K

O volume de biogás gerado em todas as rotas foi calculado a partir da unidade funcional definida neste estudo, a geração mensal de resíduos na cidade de São Carlos. Com ela, pode-se utilizar o potencial de geração para calcular o volume gerado.

$$V_{biogás} = PG_N \times massa \times t \quad (5)$$

Já o volume de metano foi determinado pela fração volumétrica de metano (f_{metano}) em cada caso:

$$V_{metano} = V_N \times f_{metano} \quad (6)$$

A energia bruta gerada a partir metano foi então obtida com base em seu poder calorífico inferior (PCI), conforme:

$$E_{metano} = V_{metano} \times PCI_{metano} \quad (7)$$

Na rota de DA com pré-tratamento térmico, foi necessário descontar o consumo energético associado ao processo. A energia consumida em cada ciclo foi calculada como:

$$E_{ciclo} = P \times t \quad (8)$$

onde P é a potência elétrica do equipamento e t o tempo de operação.

Já a energia consumida por unidade de massa alimentada foi estimada por:

$$E_{ciclo/SV} = \frac{E_{ciclo}}{mSV} \quad (9)$$

A energia útil gerada foi obtida aplicando-se o rendimento do equipamento conforme a forma de aproveitamento, via caldeiras ou geradores elétricos.

$$E = E_{metano} \times \eta \quad (10)$$

Para a comparação energética, fez-se necessário transformar a energia térmica gerada em sua massa equivalente de vapor saturado, conforme:

$$m_{Vapor} = \frac{E_{térmica}}{\Delta h} = \frac{E_{térmica}}{h_{vapor} - h_{alimentação}} \quad (11)$$

Já a energia elétrica foi convertida em seu equivalente de residências abastecidas.

$$Quantidade\ de\ residências = \frac{E_{elétrica}}{consumo\ médio} \quad (12)$$

Já a economia gerada em cada aplicação (térmica ou elétrica) é dada conforme:

$$Economia = E_{elétrica} \times \text{preço do kWh} \quad (13)$$

$$Economia = E_{térmica} \times \text{preço do m}^3 \text{ GN} \quad (14)$$

4.3.2. Cálculos Ambientais

A avaliação ambiental da valorização energética foi realizada por meio de três análises complementares, aplicadas a todos os cenários do estudo, de forma a quantificar os ganhos ambientais associados ao uso do biogás.

A primeira análise consistiu no cálculo das emissões evitadas pela substituição parcial da matriz elétrica convencional, considerando que a energia elétrica gerada pelo biogás reduz a necessidade de produção de eletricidade a partir de fontes fósseis. Para isso, utilizou-se o fator médio de emissão do Sistema Interligado Nacional (SIN), infraestrutura de produção e transmissão de energia elétrica do Brasil, obtido em publicações oficiais do governo federal.

A segunda análise avaliou as emissões evitadas pela substituição da energia térmica proveniente do gás natural, já que a recuperação térmica do biogás reduz o uso desse combustível fóssil em aplicações de aquecimento. Nesse caso, aplicou-se o fator médio de emissão do gás natural (GN), conforme diretrizes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC).

Já a terceira análise tratou da mitigação obtida pela captura e destinação adequada do metano. Em condições sem controle, esse gás seria liberado diretamente para a atmosfera, apresentando elevado impacto climático. Assim, quantificou-se o benefício ambiental associado à sua captura convertendo-o em dióxido de carbono equivalente (CO₂eq), com base no Potencial de Aquecimento Global (GWP) do metano estabelecido pelo IPCC.

Assim, em todos os casos, as emissões evitadas foram estimadas de acordo com a seguinte relação geral:

$$Emissões\ evitadas = Energia\ gerada \times fator\ de\ emissão \quad (10)$$

Nos cenários que envolvem disposição em aterro sanitário, também foram contabilizadas as emissões fugitivas de metano, resultantes da parcela não capturada durante a operação, garantindo uma avaliação ambiental mais realista.

4.3.3. Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade foi conduzida com o objetivo de avaliar o impacto das incertezas e variações nos parâmetros de maior influência sobre os resultados energéticos e ambientais obtidos para as diferentes rotas de valorização do biogás. O procedimento permitiu identificar a sensibilidade dos resultados em termos de energia útil gerada, número de residências potencialmente abastecidas, vapor gerado e emissões evitadas de gases de efeito estufa.

Foram considerados, especificamente, os parâmetros relacionados às eficiências de conversão térmica e elétrica, à fração volumétrica de metano no biogás e à eficiência de captação do biogás em aterro sanitário. A análise considerou apenas variações positivas, simulando melhorias tecnológicas ou operacionais nos sistemas. As faixas adotadas estão descritas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Parâmetros e faixas de variação utilizados na análise de sensibilidade

Parâmetro	Faixa de variação adotada	Incrementos	Referência
Eficiência térmica (η_t)	70 - 85%	+7%	IEA, 2010
Eficiência elétrica (η_e)	\approx 30 - 40%	+5%	U.S. Environmental Protection Agency, 2014
Fração de metano (f_{metano})	60 - 80%	+10%	Embrapa, 2021
Captação de biogás no aterro sanitário	10 - 80%*	+35%	Oonk, 2010

*A eficiência de captura é extremamente variável, pois depende da gestão do aterro sanitário.

Fonte: Autoria própria

Com o intuito de avaliar de forma objetiva a influência dos principais parâmetros sobre os resultados, a análise de sensibilidade foi conduzida considerando os cenários contendo apenas as rotas-base de valorização (Cenários 1, 2 e 3). Essa escolha se deve ao fato de que os cenários mistos, compostos por combinações entre rotas, tendem a replicar proporcionalmente o comportamento observado nos cenários de base, sem introduzir novas variáveis de impacto direto nos cálculos de geração e aproveitamento energético. Para analisar o impacto da porcentagem de captura do biogás nos aterros, o Cenário 1 foi dividido em 3 cenários, sendo cada um referente a uma porcentagem de captura. Dessa forma, os novos cenários analisados encontram-se descritos na Tabela 4.6, a seguir.

Tabela 4.6 – Cenários definidos na análise de sensibilidade

Cenário	Descrição
Cenário 1-10	Disposição total aterro sanitário com captação de 10% do biogás gerado
Cenário 1-45	Disposição total aterro sanitário com captação de 45% do biogás gerado
Cenário 1-80	Disposição total aterro sanitário com captação de 80% do biogás gerado
Cenário 2	Digestão anaeróbia (DA) dos resíduos
Cenário 3	Digestão anaeróbia (DA) com pré-tratamento térmico dos resíduos

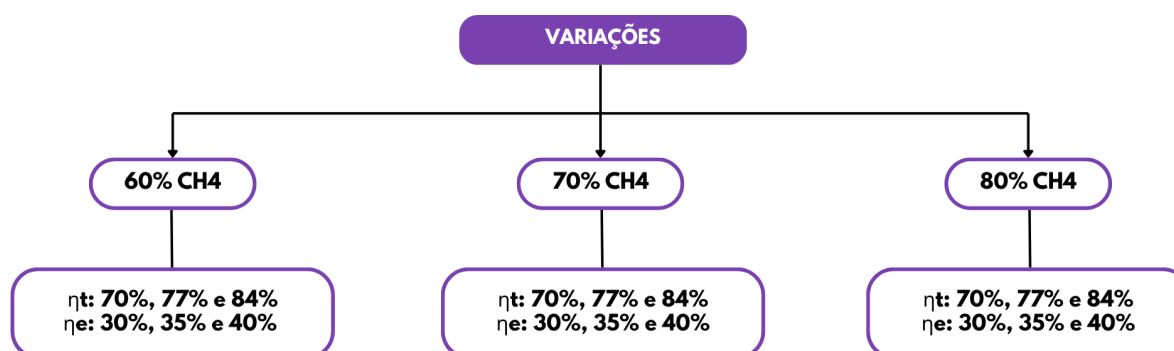
Fonte: Autoria própria

A análise foi estruturada em uma combinação hierárquica de macrocenários e variações internas, conforme:

- Macrocenários (fração de metano): representam diferentes composições do biogás, com teores de 60%, 70% e 80% de CH₄. Cada macrocenário corresponde a uma condição geral de qualidade do biogás, que influencia diretamente a quantidade de metano presente e, conseqüentemente, a energia útil gerada.
- Variações internas (eficiências térmica, η_t , e elétrica, η_e): dentro de cada macrocenário, foram aplicadas variações sistemáticas nas eficiências de conversão térmica (0,75–0,85) e elétrica (0,3–0,4), de modo a avaliar o comportamento da energia útil em função de possíveis melhorias tecnológicas.

Dessa forma, essa combinação de variações encontram-se ilustradas na Figura 3.2.

Figura 4.3 - Combinação da variação dos parâmetros



* η_t - Eficiência térmica ; η_e - Eficiência elétrica

Fonte: Autoria própria

Tendo definidos os parâmetros, procedeu-se ao cálculo dos valores de interesse. O método adotado seguiu a mesma estrutura demonstrada nos tópicos 4.3.1 e 4.3.2, contemplando a determinação da energia gerada em cada rota a partir da aplicação dos rendimentos de conversão e do poder calorífico inferior do metano. Em seguida, estimou-se o volume equivalente de vapor industrial, o número de residências potencialmente abastecidas e as emissões evitadas resultantes de cada combinação de variáveis, os cálculos foram conduzidos conforme descrito nos tópicos 4.3.1 e 4.3.2.

Após a obtenção dos resultados, os dados foram inseridos no software estatístico Design Expert versão 13, desenvolvido pela Stat-Ease Inc. Esse programa permitiu aplicar a análise de variância ANOVA, possibilitando avaliar a influência dos parâmetros modificados sobre as variáveis respostas. Adicionalmente, foram gerados gráficos multifacetados, apresentados na forma de mapas de calor, os quais representam visualmente o comportamento de cada cenário frente às variações simultâneas dos parâmetros estudados.

Dessa forma, a metodologia adotada permite observar o comportamento dos sistemas frente às variações nos principais parâmetros operacionais, possibilitando identificar a influência individual e combinada de cada variável sobre o desempenho de cada rota. A partir dessa abordagem, torna-se possível compreender em que medida melhorias tecnológicas, como o aumento das eficiências de conversão ou da qualidade do biogás, podem potencializar os resultados e ampliar o aproveitamento energético dos RSU.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Panorama inicial dos resultados por cenário

A Tabela 5.1 sintetiza os resultados obtidos para os seis cenários avaliados, evidenciando diferenças expressivas quanto ao potencial energético, econômico e ambiental. De modo geral, observa-se um aumento consistente no rendimento específico de metano, no volume gerado e na energia bruta disponível à medida que os cenários possuem parcelas maiores de resíduos destinados a DA-PT. Esses incrementos refletem-se diretamente na capacidade de abastecimento elétrico, no volume de vapor produzido e nos valores de economia associados ao uso de caldeiras e geradores. No âmbito ambiental, nota-se também uma ampliação progressiva das emissões evitadas, o que reforça o papel da DA na mitigação

de impactos climáticos. Esses resultados, ainda apresentados de forma integrada nesta seção, serão detalhados e interpretados criticamente nas análises subsequentes.

Tabela 5.1 – Resultados gerais obtidos para os cenários analisados

Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
Rendimento específico de metano (mL/gSV)	46,10	76,61	119,28	72,02	82,69	97,95
Volume de biogás gerado (1000 m ³)	210,26	394,21	613,82	357,14	412,04	504,01
Energia bruta (Mwh)	1181,07	2547,41	3408,26	1660,74	2015,52	2698,69
Número de residências abastecidas	2716	5858	7838	3819	4635	6206
Porcentagem das residências na cidade	2,84%	6,13%	8,21%	4,00%	4,85%	6,50%
Vapor gerado (t/dia)	36,17	78,02	104,38	50,86	61,73	82,65
Economia caldeira (R\$)	603110,73	1300828,66	1740418,53	848049,70	1029219,65	1378078,62
Economia gerador (R\$)	392706,62	847015,31	1133247,74	552195,00	670161,13	897315,48
Emissões evitadas pelo uso como energia elétrica (tCO ₂)	22,53	48,59	65,01	31,68	38,45	51,48
Emissões evitadas pelo uso como energia térmica (tCO ₂)	196,54	423,91	567,16	276,36	335,40	449,08
Emissões evitadas pela captura de metano (tCO ₂)	1185,85	4735,25	7373,21	3620,04	4279,53	6054,23
Emissões evitadas pela captura de metano (kgCO ₂ /kgRA)	0,31	1,25	1,94	0,95	1,13	1,60

Fonte: Autoria própria

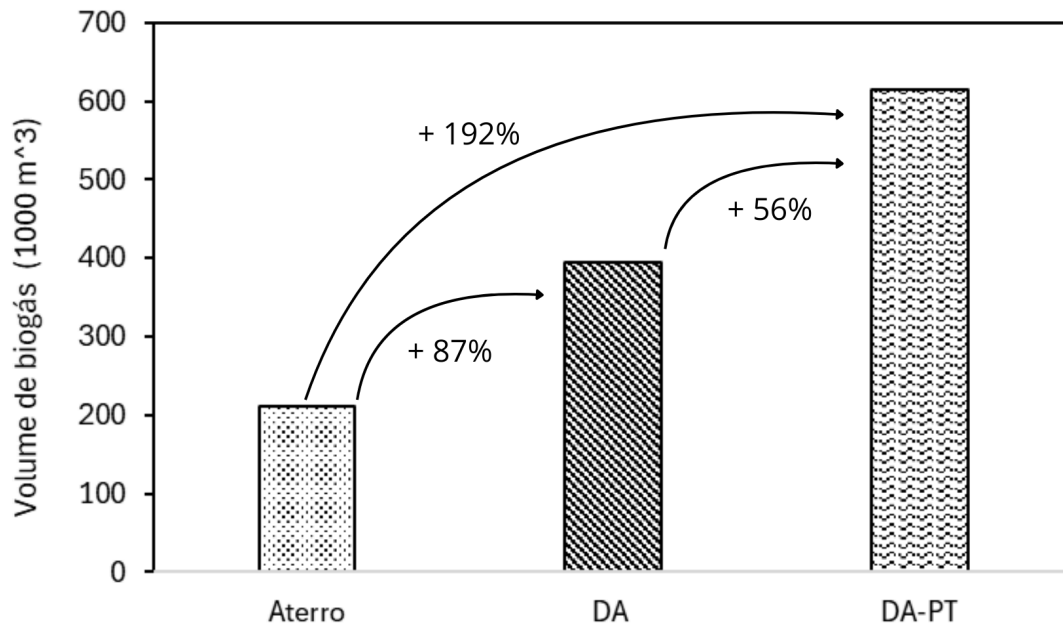
5.2. Resultados energéticos

Nesta seção são apresentados os resultados referentes ao potencial energético associado às rotas analisadas, o que envolve quantificação da energia útil associada e a forma como esses valores se distribuem entre os cenários definidos. São mostrados, de forma comparativa, os valores de energia gerada, o equivalente térmico em vapor, o potencial de atendimento residencial e o ganho econômico estimado para cada cenário.

5.2.1. Performance das rotas analisadas

Inicialmente, é apresentado o volume de biogás resultante de cada rota individualmente, permitindo visualizar o comportamento isolado de cada alternativa. Esses valores são mostrados na Figura 5.1, que também estabelece uma comparação entre as três rotas base dos cenários.

Figura 5.1 - Ganhos energéticos de cada rota



Fonte: Autorial própria

A partir da observação da geração de biogás isolada das três rotas, fica evidente que a digestão anaeróbia com pré-tratamento térmico apresenta o maior potencial energético entre as alternativas avaliadas, com rendimentos 192% e 56% maiores do que os aterros sanitários e DA, respectivamente. Entretanto, a DA também demonstrou-se muito positiva quando comparada ao aterro sanitário, com rendimento 87% superior.

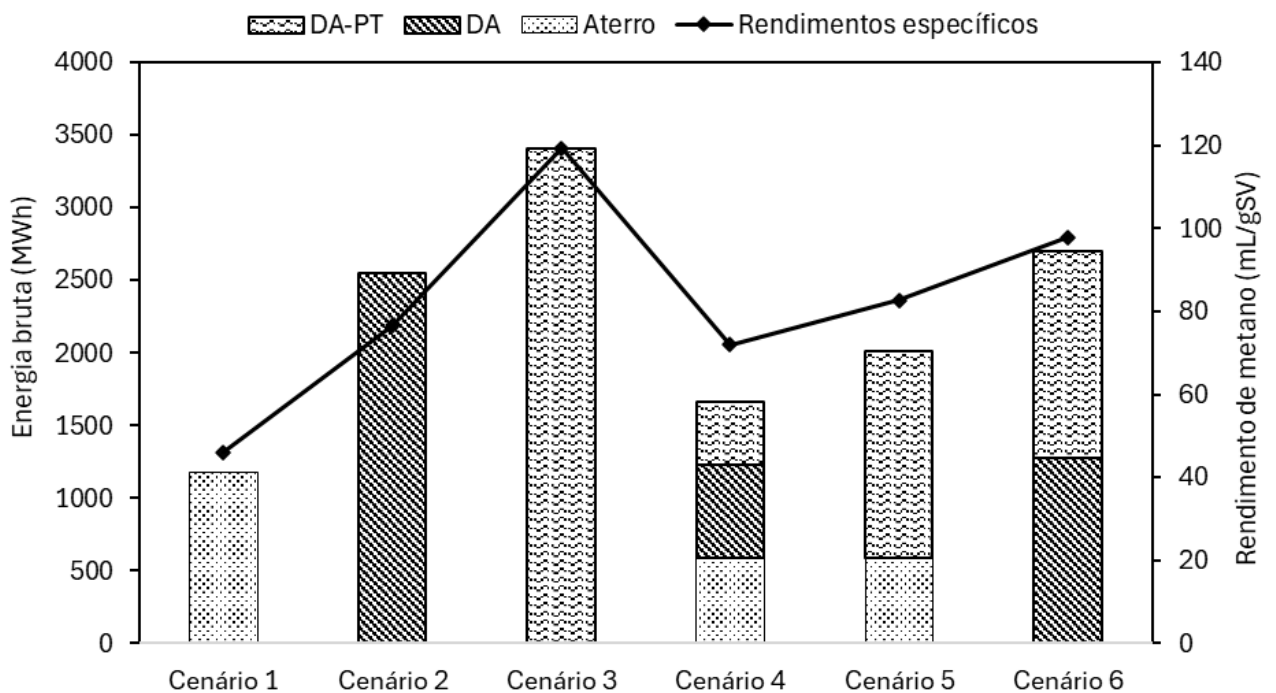
Esse resultado confirma que a etapa de pré-tratamento aumenta a disponibilidade da matéria orgânica para biodegradação, favorecendo a etapa hidrolítica e ampliando a produção de metano. Estudos como Rajput et al. (2018) registraram aumentos de 53% na produção de biogás após aplicação de pré-tratamento térmicos em substratos lignocelulósicos, enquanto Hidalgo et al. (2023) demonstrou que a modificação estrutural de biomassas lignocelulósicas aumenta significativamente sua conversão anaeróbia. Portanto, os resultados observados

nesta pesquisa são consideravelmente superiores aos comportamentos documentados para substratos com características semelhantes.

5.2.2. Potencial energético de cada cenário

A partir desses valores individuais, são consolidados os resultados energéticos para os seis cenários de destinação. Neste agrupamento, é possível observar como a combinação entre as rotas modifica a energia bruta gerada em cada alternativa. Além da soma energética, também são incluídos os rendimentos específicos de produção de biogás utilizados nos cálculos. Essas informações aparecem na Figura 5.2, que organiza os cenários e suas respectivas contribuições energéticas.

Figura 5.2 - Energia total gerada em cada cenário



Fonte: Autoria própria

Ao consolidar as rotas nos cenários propostos evidencia-se que o cenário composto inteiramente pela destinação ao aterro sanitário apresenta o menor desempenho. A tendência observada na Figura 5.2 também se reflete nos rendimentos específicos utilizados para os cálculos (variam entre 46,1 e 119,3 mL_{CH₄}/gSV), os quais se situam próximos da faixa típica

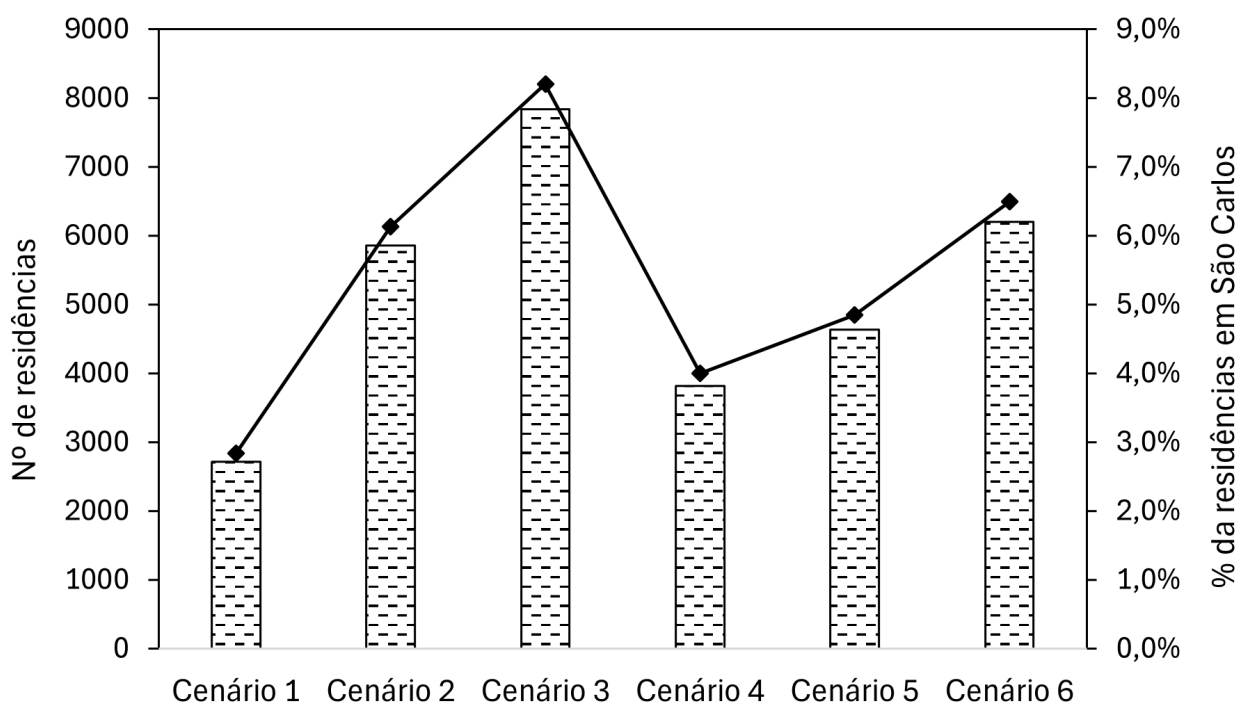
apresentada na literatura, como evidenciado por Ali et al. (2024), que relatam valores entre 52 e 177 mL_{CH₄}/gSV em estudos com diferentes substratos.

Os resultados reforçam que, do ponto de vista energético, a inclusão do pré-tratamento estabelece um padrão linear de benefício proporcional ao acréscimo de massa processada, ou seja, quanto maior o volume de resíduos submetidos ao pré-tratamento, maior será a produção de biogás e, conseqüentemente, a energia gerada. Essa relação direta permite afirmar que, sob a ótica técnica, o pré-tratamento é sempre vantajoso. Entretanto, esse ganho é acompanhado por um aumento no custo inicial do investimento, uma vez que a etapa adicional exige equipamentos adequados e maior demanda energética. Trata-se, portanto, de uma tecnologia que apresenta retorno energético crescente, porém depende de avaliação econômica detalhada para sua implementação em escala real.

5.2.3. Desempenho elétrico do sistema e sua equivalência de atendimento institucional e público

Após a apresentação dos valores energéticos e monetários, os resultados são expressos em formas comparativas que facilitam a compreensão do potencial energético de cada cenário. A Figura 5.3 apresenta a estimativa do número de residências que poderiam ser supridas com a energia elétrica gerada, tomando como base o consumo médio residencial nacional. Essa métrica permite visualizar o impacto direto da energia produzida em termos de atendimento populacional.

Figura 5.3 - Número de residências abastecidas com a energia gerada na cidade de São Carlos



Fonte: Autoria própria

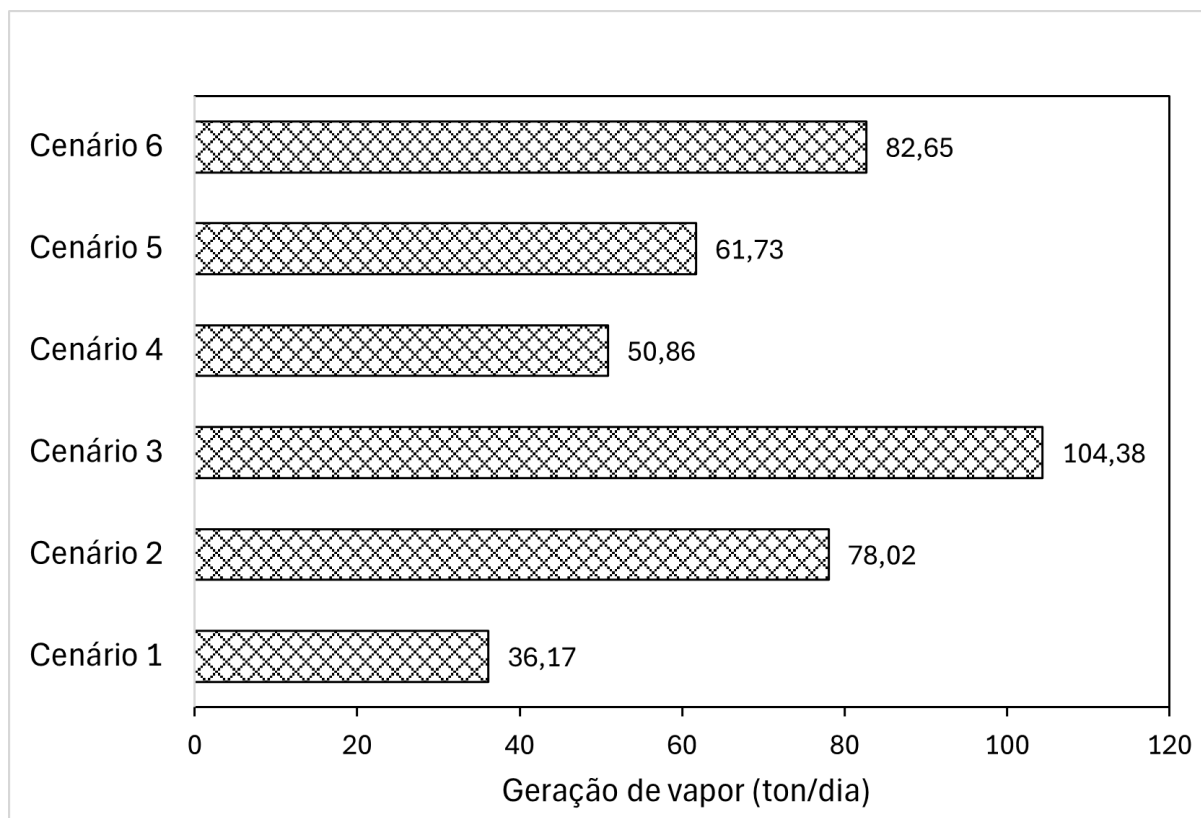
Embora os valores absolutos apresentados na Figura 5.3 não representem uma parcela expressiva do total de domicílios urbanos na cidade de São Carlos, o Cenário 3 alcançou uma geração de energia elétrica de 1,94 kWh por metro cúbico de biogás. Esse valor é coerente com estimativas da literatura, como as de Dalpaz (2019), que apontam que cada metro cúbico de biogás pode gerar aproximadamente 2,04 kWh de energia elétrica em motores de combustão interna.

De acordo com o Relatório de Gestão da UFSCar (2022), o consumo anual da universidade foi de 7,91 GWh. Considerando esse valor como referência, os cenários avaliados neste estudo seriam capazes de suprir aproximadamente 15 a 43% dessa demanda institucional com a geração de um único mês, sendo o maior resultado referente ao Cenário 3. Por sua vez, Carneiro et al. (2021) indica que o consumo médio de uma escola pública gira em torno de 5 MWh por ano, valor que permite estimar o potencial de atendimento do sistema proposto. Nessa escala, a energia mensal gerada pelos cenários analisados corresponderia ao abastecimento de cerca de 236 a 681 escolas públicas. Assim, embora o número de residências atendidas não represente impacto expressivo em nível municipal, o mesmo montante energético assume grande relevância quando direcionado a edifícios públicos, podendo reduzir significativamente os custos operacionais da administração municipal e contribuir para políticas locais de eficiência energética e sustentabilidade.

5.2.4. Desempenho térmico do sistema

A Figura 5.4 apresenta a conversão dos resultados energéticos para equivalente de vapor saturado a 10 bar, expressos em toneladas de vapor por dia. Essa representação fornece uma medida padronizada do potencial térmico de cada cenário, permitindo comparações diretas com demandas típicas de utilidades industriais.

Figura 5.4 - Toneladas de vapor geradas com a energia disponível



Fonte: Autoria própria

Os resultados apresentados na Figura 5.4 permitem compreender o potencial dos cenários em substituição a combustíveis fósseis em processos térmicos. Estudos como Veronezi et al. (2024) reforçam a utilização de biometano para suprir as demandas industriais de vapor como uma alternativa promissora, visto que pode reduzir de forma substancial o consumo de combustíveis fósseis, reforçando a importância da métrica adotada

5.2.5. Ganho econômico de cada cenário

Em sequência, são apresentados os valores monetários derivados dos resultados energéticos. A partir desses valores, o ganho bruto associado à substituição da matriz energética convencional calculado para cada cenário está organizado na Tabela 5.2, considerando o total de energia gerada em cada alternativa.

Tabela 5.2 – Ganho monetário bruto devido a substituição da matriz energética

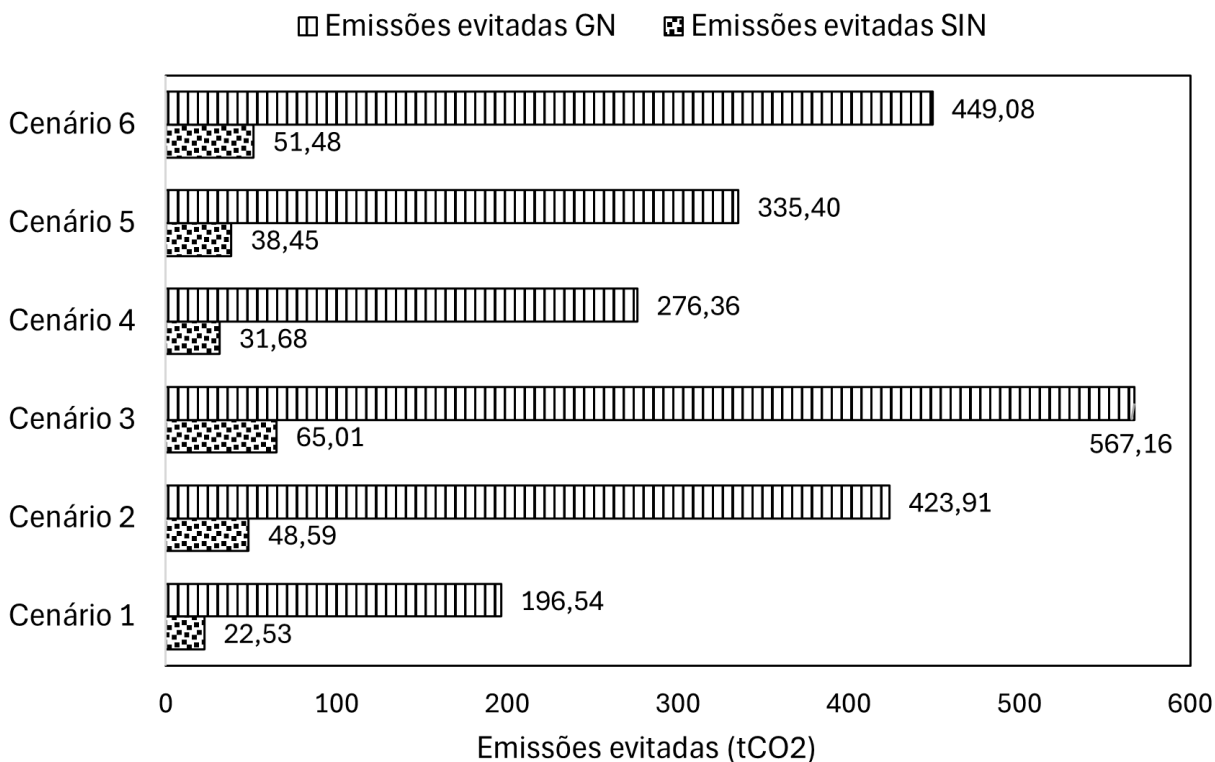
Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
Economia caldeira (R\$)	603110,73	1300828,66	1740418,53	848049,70	1029219,65	1378078,62
Economia gerador (R\$)	392706,62	847015,31	1133247,74	552195,00	670161,13	897315,48

A Tabela 5.2 mostra que os cenários com aplicações da energia térmica geram os maiores ganhos monetários, isso porque há um maior rendimento térmico, aproximadamente 70%, comparado a 35% nos geradores elétricos. Isso mostra que a rota térmica apresenta maior eficiência global quando comparada à rota elétrica, entretanto a segunda gera maior economia por quilowatt-hora gerado. Nesse sentido, Negro et al. (2025) destaca que a recuperação de calor é o fator decisivo para melhorar o desempenho energético e ambiental do biogás, tornando a co-geração vantajosa ao aproveitar uma parcela do calor gerado.

5.3. Resultados ambientais

Além dos resultados energéticos, também foram quantificadas as emissões evitadas associadas às rotas e cenários avaliados. Nesse sentido, a Figura 5.5 reúne as emissões evitadas de dióxido de carbono equivalente para cada cenário, discriminadas entre as reduções provenientes da substituição da energia térmica do gás natural (GN) e da energia elétrica do Sistema Interligado Nacional (SIN). A Figura apresenta os valores totais e a parcela atribuída a cada fonte substituída.

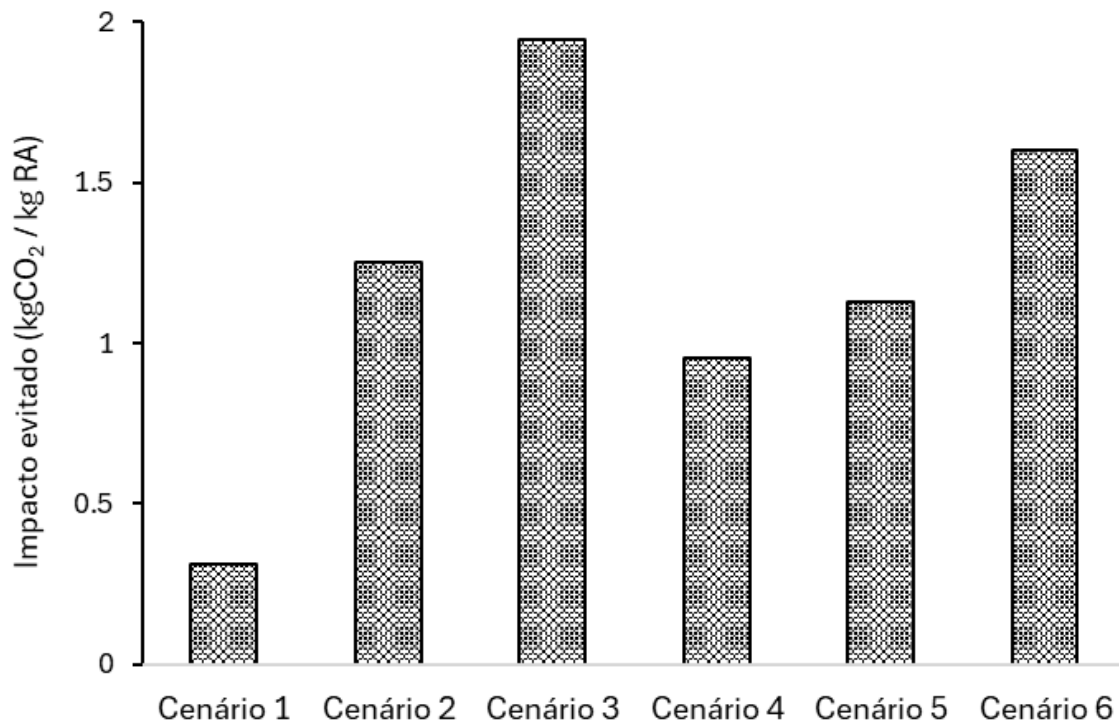
Figura 5.5 - Emissões evitadas pela substituição da energia



Fonte: Autoria própria

No campo ambiental, o impacto da substituição de fontes convencionais é evidente. A Figura 5.5 mostra que as emissões evitadas pela substituição do gás natural são significativamente superiores às evitadas pela substituição da eletricidade do Sistema Interligado Nacional. Essa diferença era esperada, pois o gás natural apresenta fator de emissão muito mais elevado, aproximadamente 244 gramas de dióxido de carbono por quilowatt-hora (UNFCCC, 2016), enquanto a energia elétrica da matriz brasileira, predominantemente hidrelétrica, apresenta um valor muito menor de 54,5 gramas de dióxido de carbono por quilowatt-hora, de acordo com estimativas de 2024 do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Dessa forma, o uso do biogás em substituição ao gás natural representa impacto climático mais expressivo do que sua utilização para geração elétrica, o que também foi observado por Kim et al. (2020) que constatou maior redução das emissões na utilização de biogás em caldeiras ou sistemas mistos

Figura 5.6 - Emissões evitadas pela captura do metano em kgCO₂ por kg de RA



*Para os cálculos realizados adotou-se o GWP do metano como 28 tCO₂/t_{metano}

Fonte: Autoria própria

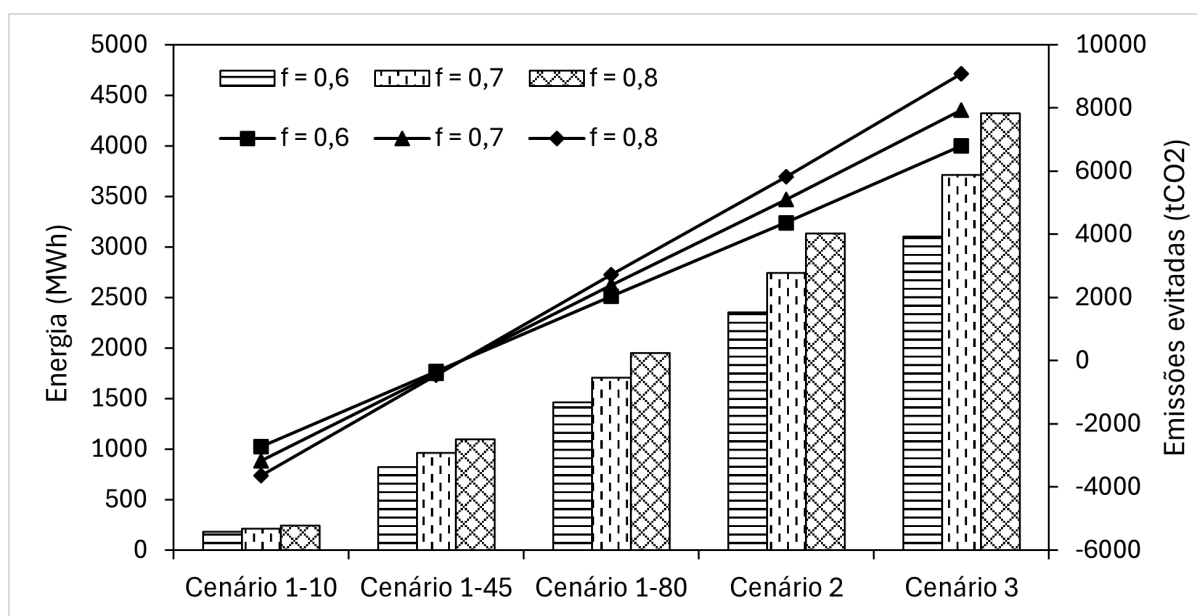
A Figura 5.6 complementa a análise ambiental ao apresentar as emissões evitadas decorrentes da captura do metano. O metano possui potencial de aquecimento global aproximadamente 27 a 34 vezes maior do que o dióxido de carbono, conforme relatado pelo IPCC, o que faz com que sua captura e utilização em sistemas controlados represente uma das estratégias mais eficazes de mitigação climática. Os resultados obtidos demonstram um aumento de 299% e 521% (0,9 e 1,6 kgCO₂/kgRA) na redução das emissões ao comparar os cenários de DA (Cenário 2) e DA-PT (Cenário 3) com a destinação ao aterro sanitário (Cenário 1). Tais conclusões são similares às observadas por Goh et al. (2024) nas quais a redução das emissões GEE na DA foi 0,8 kgCO₂/kgRA maior do que no aterro sanitário. Assim, os cenários baseados em digestão anaeróbia apresentam os maiores valores de emissões evitadas, potencializados com a aplicação do pré-tratamento térmico.

5.4. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade permitiu compreender a resposta do sistema às variações aplicadas na fração de metano, na eficiência térmica e na eficiência elétrica, oferecendo uma visão integrada da robustez dos resultados e da coerência do modelo. De modo geral, todas as variáveis apresentaram comportamento previsível e proporcional às alterações implementadas. Todas as tabelas contendo os resultados numéricos utilizados para construção dos gráficos desta etapa encontram-se integralmente disponibilizadas no Apêndice A. A seguir, apresentam-se apenas as figuras resultantes, acompanhadas de breves descrições referentes ao conteúdo.

A primeira parte da análise contempla a sensibilidade da energia gerada e das emissões evitadas (resultantes da captura do metano) em função da variação da fração de CH_4 do biogás. A Figura 5.7 apresenta simultaneamente a energia produzida (em formato de barras) e as curvas de emissões evitadas para as três frações avaliadas (0,6; 0,7 e 0,8). O gráfico permite visualizar o comportamento conjunto da produção energética e da mitigação de emissões dentro de cada condição de composição do biogás.

Figura 5.7 - Energia gerada e emissões evitadas em cada cenário para diferentes frações de metano no biogás



* Cenário 1-10: aterro sanitário com captação de 10%; Cenário 1-45: aterro sanitário com captação de 45%;
Cenário 1-80: aterro sanitário com captação de 80%; Cenário 2: DA; Cenário 3: DA-PT

Fonte: Autoria própria

A avaliação da influência da fração de metano, apresentada na Figura 5.7 e nas Tabelas do Apêndice A, mostra que o aumento de f de 0,6 para 0,7, e posteriormente de 0,7 para 0,8, resultou em incrementos entre 14% e 20% em todos os parâmetros avaliados, incluindo energia elétrica, energia térmica e emissões evitadas. Esse comportamento decorre diretamente do aumento do poder calorífico do biogás, já que o metano é o principal responsável pelo conteúdo energético do combustível. Esses resultados são coerentes com a tendência observada por Dalpaz et al. (2020), que relataram que elevar a concentração de CH_4 de 65,54% para 83,46% (aumento de aproximadamente 15%) gerou acréscimos expressivos de 57% na energia elétrica e 36% na energia térmica, enquanto um incremento subsequente de cerca de 10% (83,46% para 92,33%) resultou em aumentos mais moderados, de 10% e 6%, respectivamente.

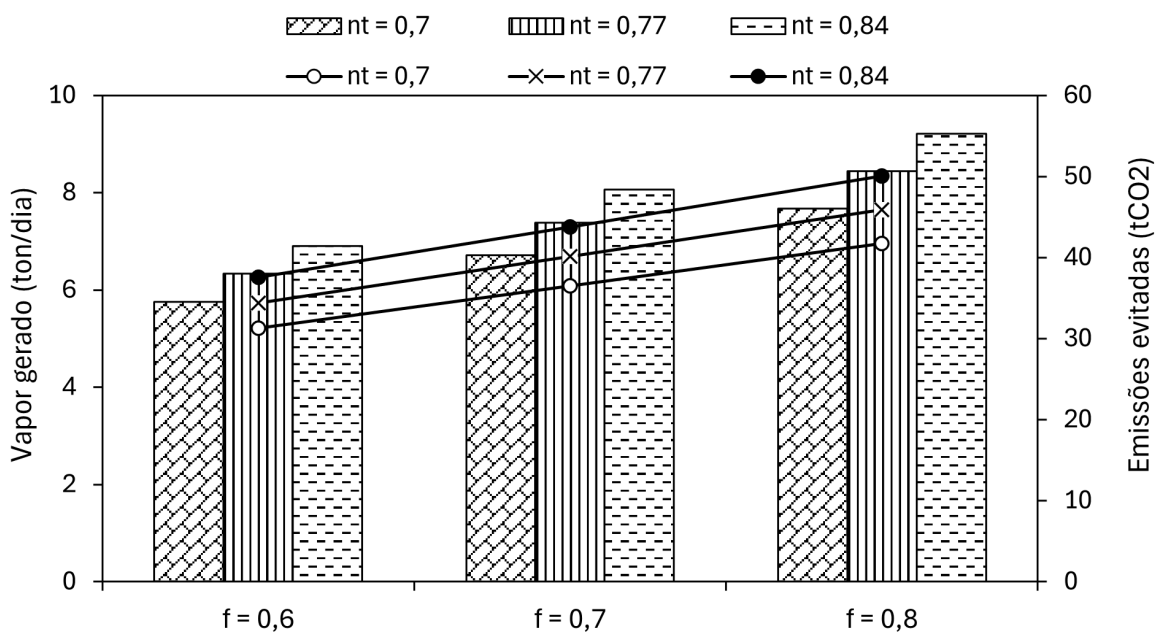
Comparativamente, embora a literatura indique aumentos mais pronunciados próximos às faixas intermediárias de enriquecimento, os resultados deste trabalho revelam uma resposta mais linear entre $f = 0,6$ e $0,8$. Ainda assim, para uma variação proporcional semelhante, também da ordem de 10%, o impacto observado neste estudo foi significativamente maior do que o reportado por Dalpaz et al. (2020), indicando que, na composição dos resíduos analisados, o sistema apresenta sensibilidade energética mais elevada à fração metanogênica do biogás.

Enquanto a maioria dos cenários apresenta incrementos 14 a 17%, tanto para energia quanto para emissões, o cenário 3 se destaca ao apresentar os maiores aumentos relativos, entre 16 e 20% para as mesmas faixas de variação. Além disso, a Figura 4.7 evidencia que o aterro somente se torna mitigador líquido de emissões quando o percentual de captura se iguala ao percentual emitido, ou seja, com 50% de captura.

A seguir, são apresentados os resultados associados à variação da eficiência térmica da conversão energética e da fração de metano no biogás. Para essa etapa, foram gerados gráficos separados para cada cenário analisado, mantendo a mesma estrutura visual: barras representando o vapor gerado para diferentes combinações de fração de metano (0,6; 0,7; 0,8) e eficiência térmica (0,70; 0,77; 0,84), acompanhadas de curvas que indicam as emissões evitadas pela substituição do GN nessas mesmas condições.

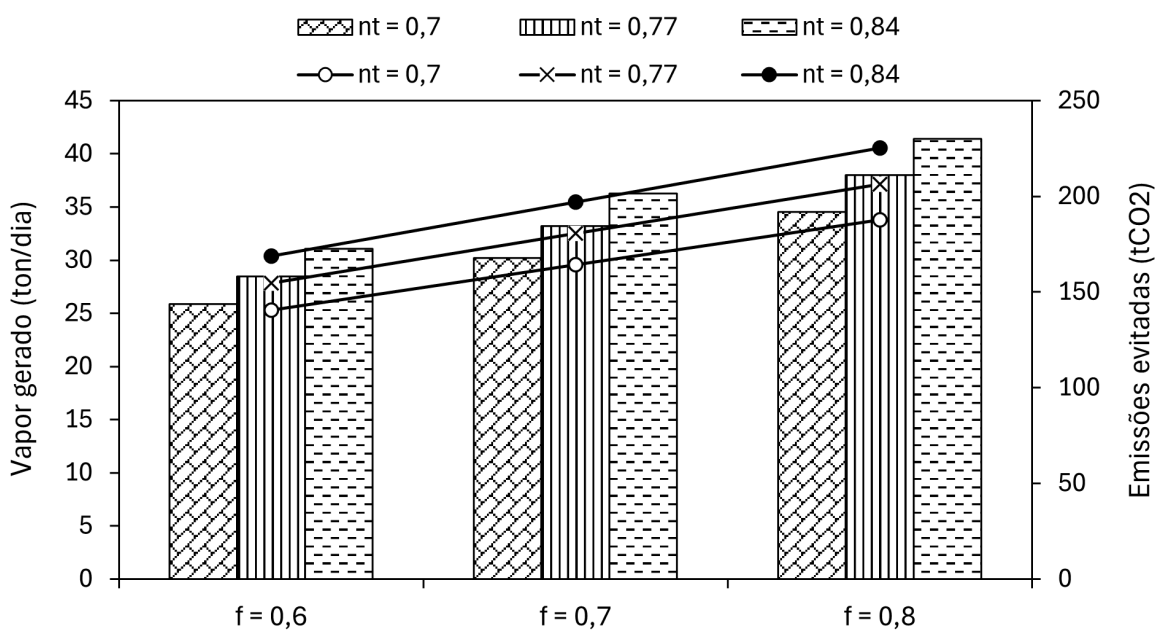
Cada figura apresenta conjuntamente o vapor gerado (eixo esquerdo) e as emissões evitadas pela substituição da matriz energética (eixo direito), permitindo observar a sensibilidade do sistema ao ajuste da eficiência térmica, mantendo a estrutura comparativa entre as diferentes composições do biogás. Os cenários 1-10, 1-45, 1-80, 2 e 3 são representados respectivamente na Figura 5.8 (a), (b), (c), (d) e (e)

Figura 5.8 (a) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 10



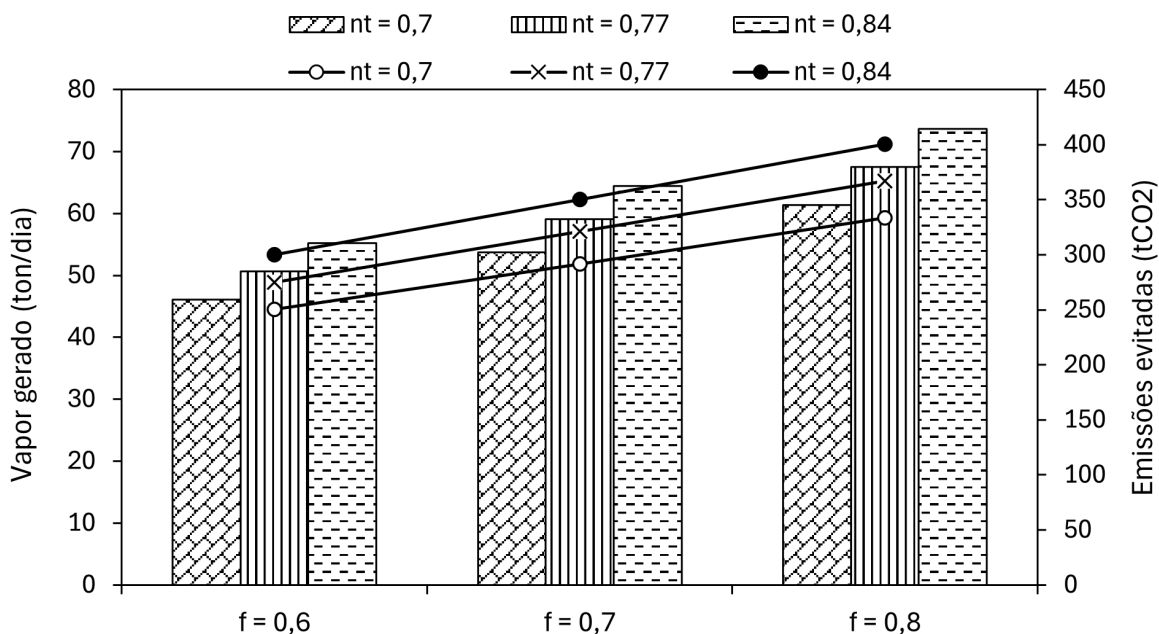
Fonte: Autoria própria

Figura 5.8 (b) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 45



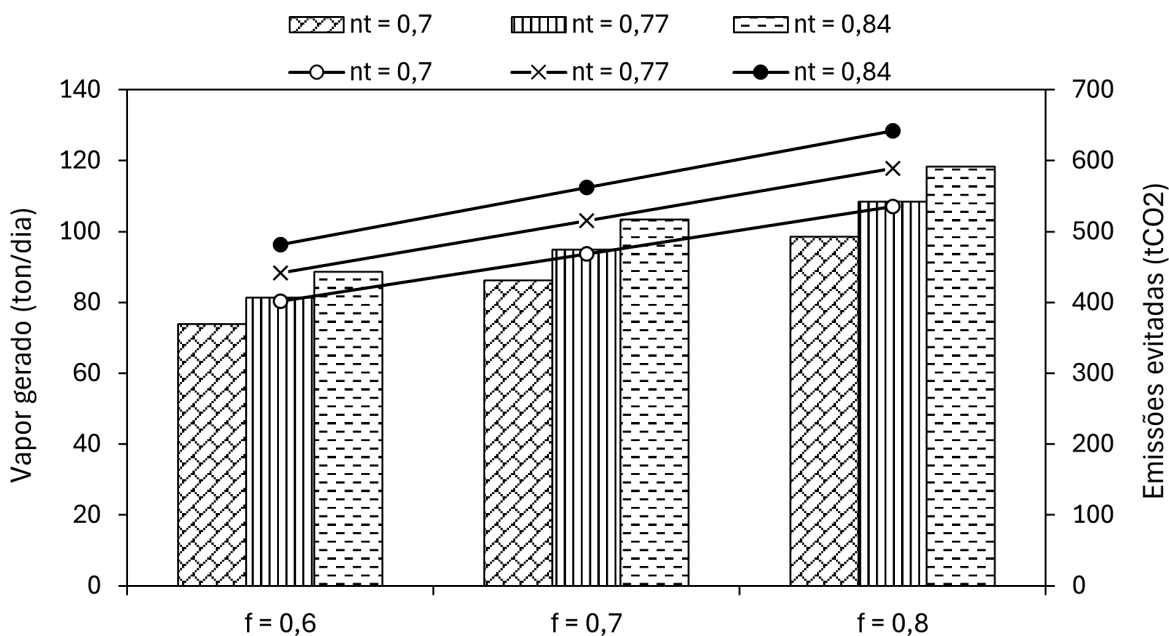
Fonte: Autoria própria

Figura 5.8 (c) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 80



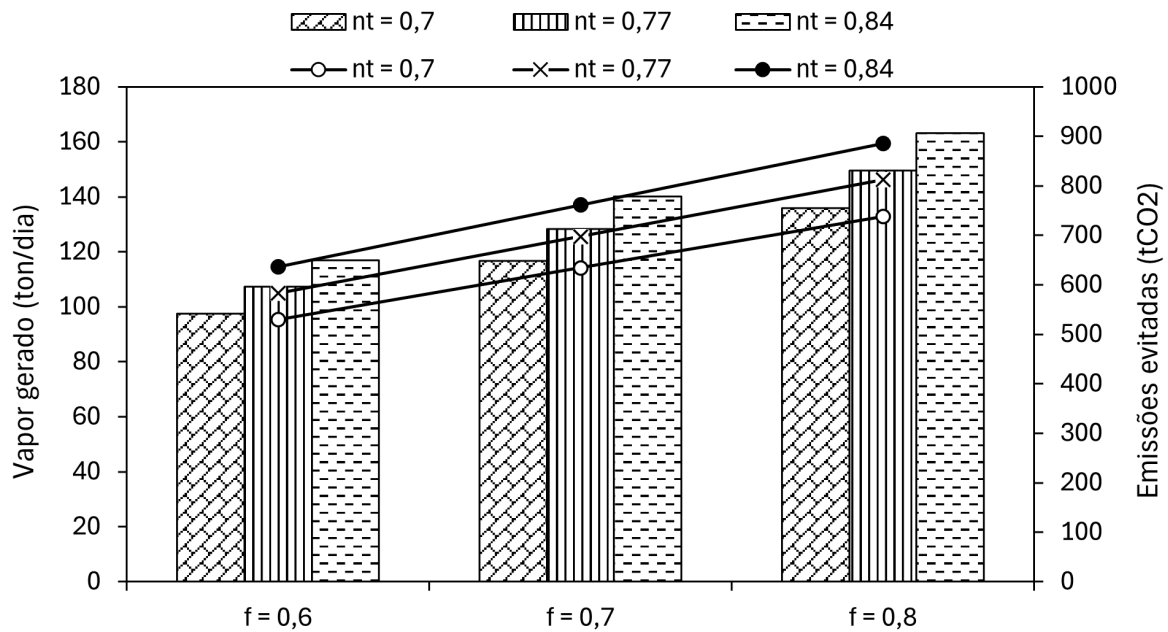
Fonte: Autoria própria

Figura 5.8 (d) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.8 (e) - Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás - Cenário 3

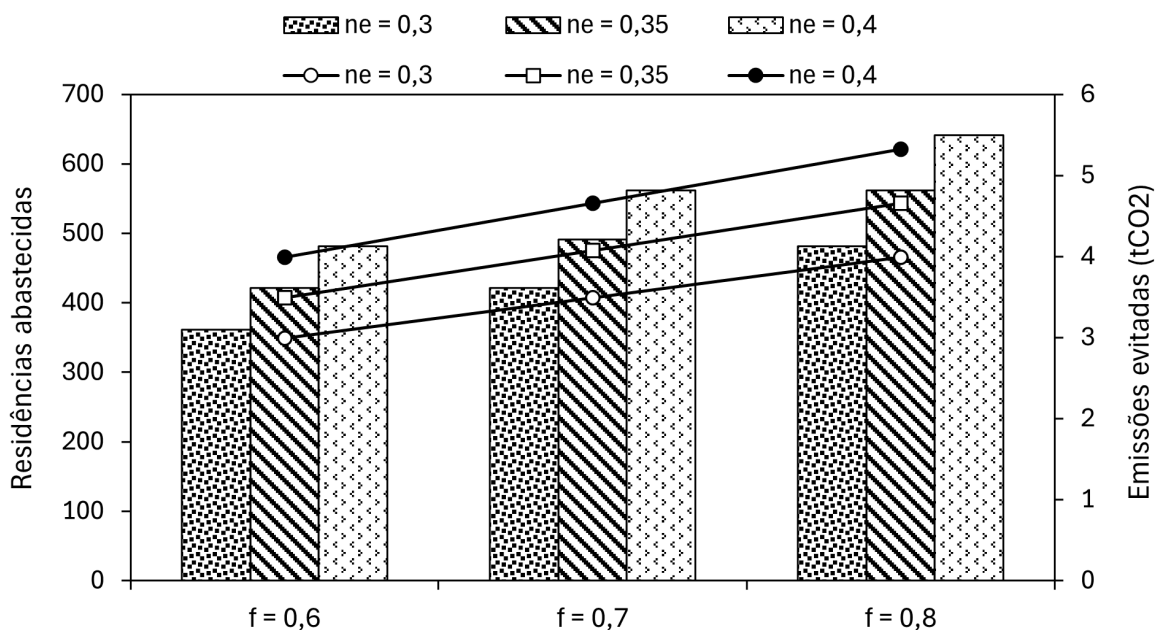


Fonte: Autoria própria

Posteriormente, são apresentados os resultados relativos à variação da eficiência elétrica, também estruturados em gráficos separados para cada cenário. Nessas figuras, as barras representam o número de residências abastecidas, enquanto as curvas correspondem às emissões evitadas, sempre em função da combinação entre a fração de metano (0,6; 0,7; 0,8) e a eficiência elétrica (0,30; 0,35; 0,40).

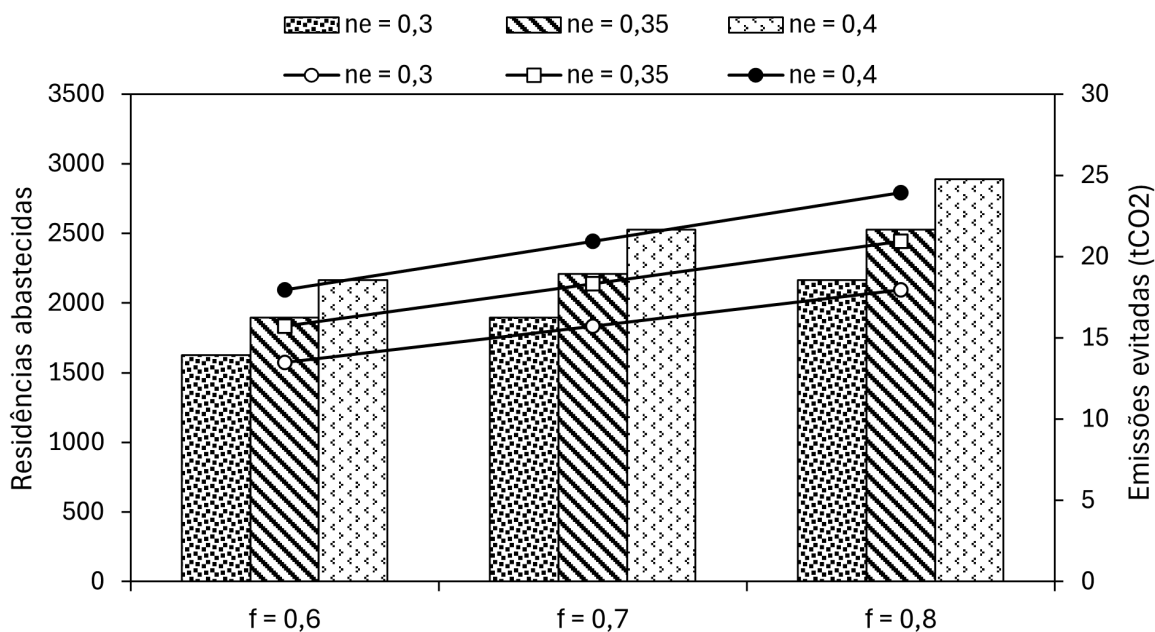
Cada figura apresenta conjuntamente o número de residências abastecidas (eixo esquerdo) e as emissões evitadas pela substituição da matriz energética (eixo direito). Os cenários 1-10, 1-45, 1-80, 2 e 3 são representados respectivamente na Figura 5.9 (a), (b), (c), (d) e (e)

Figura 5.9 (a) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 10



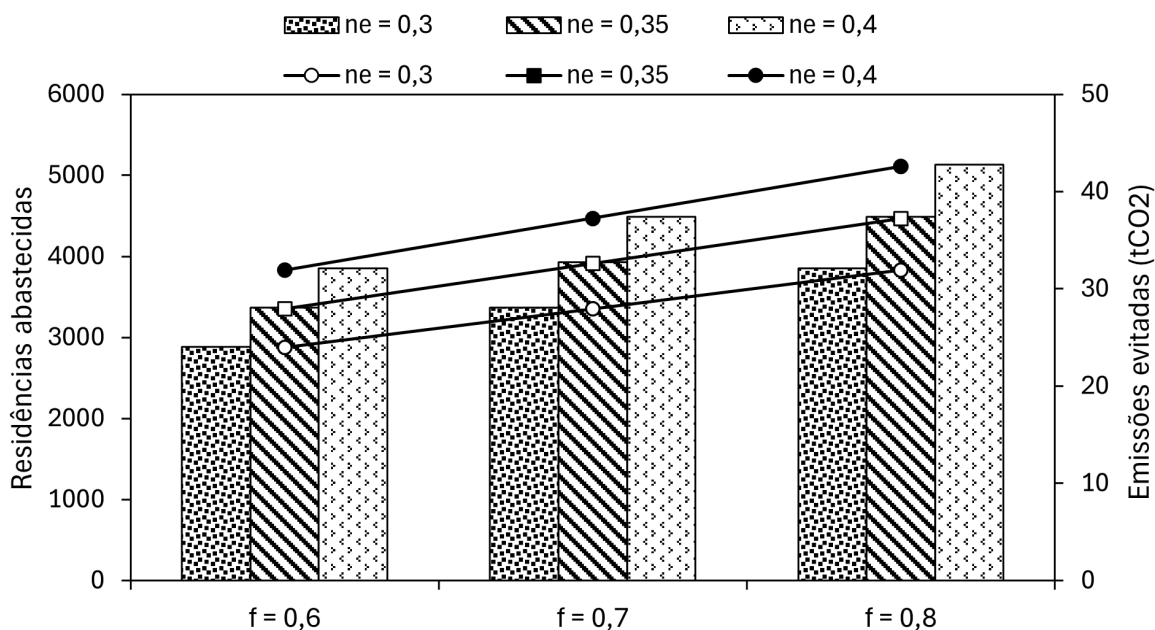
Fonte: Autoria própria

Figura 5.9 (b) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 45



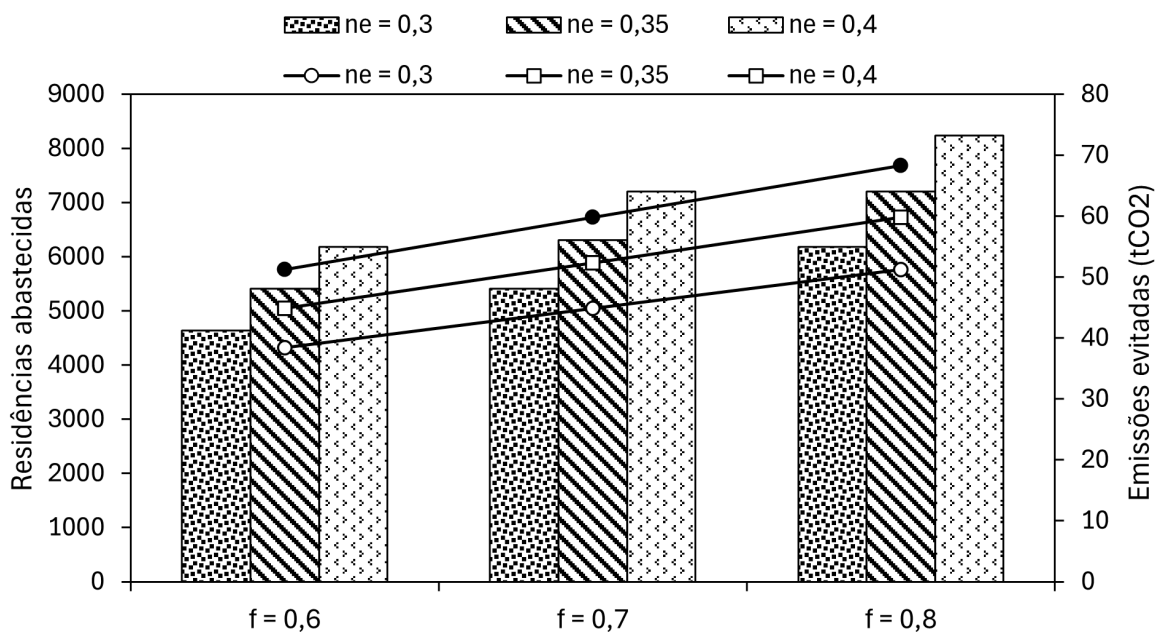
Fonte: Autoria própria

Figura 5.9 (c) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 1 - 80



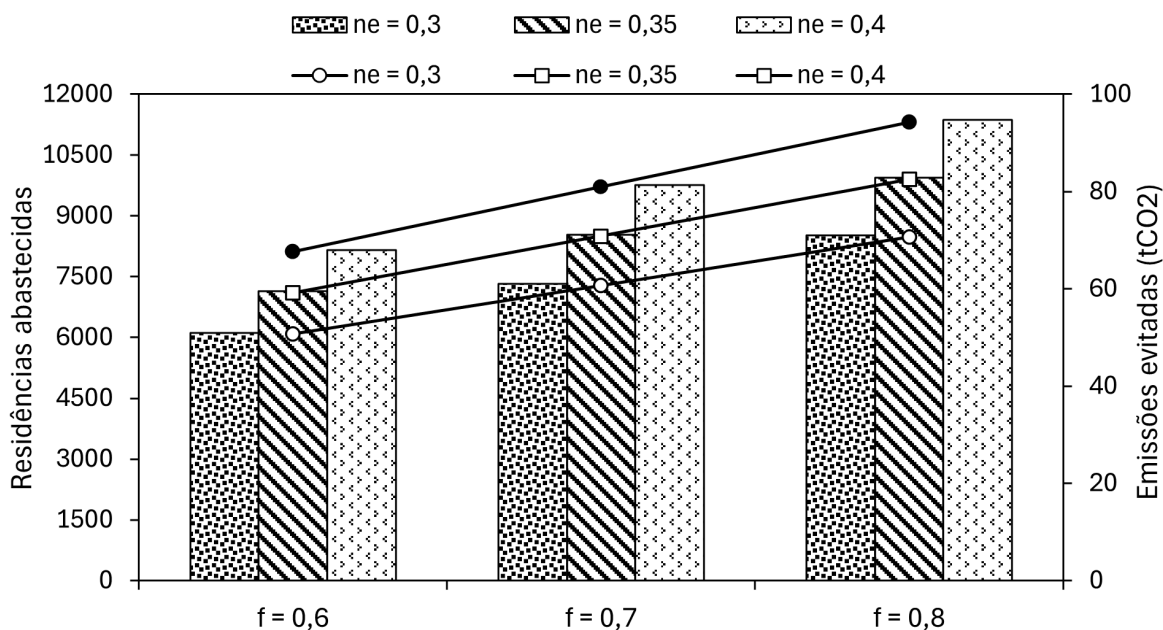
Fonte: Autoria própria

Figura 5.9 (d) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 2



Fonte: Autoria própria

Figura 5.9 (e) - Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos elétricos e frações de metano no biogás - Cenário 3

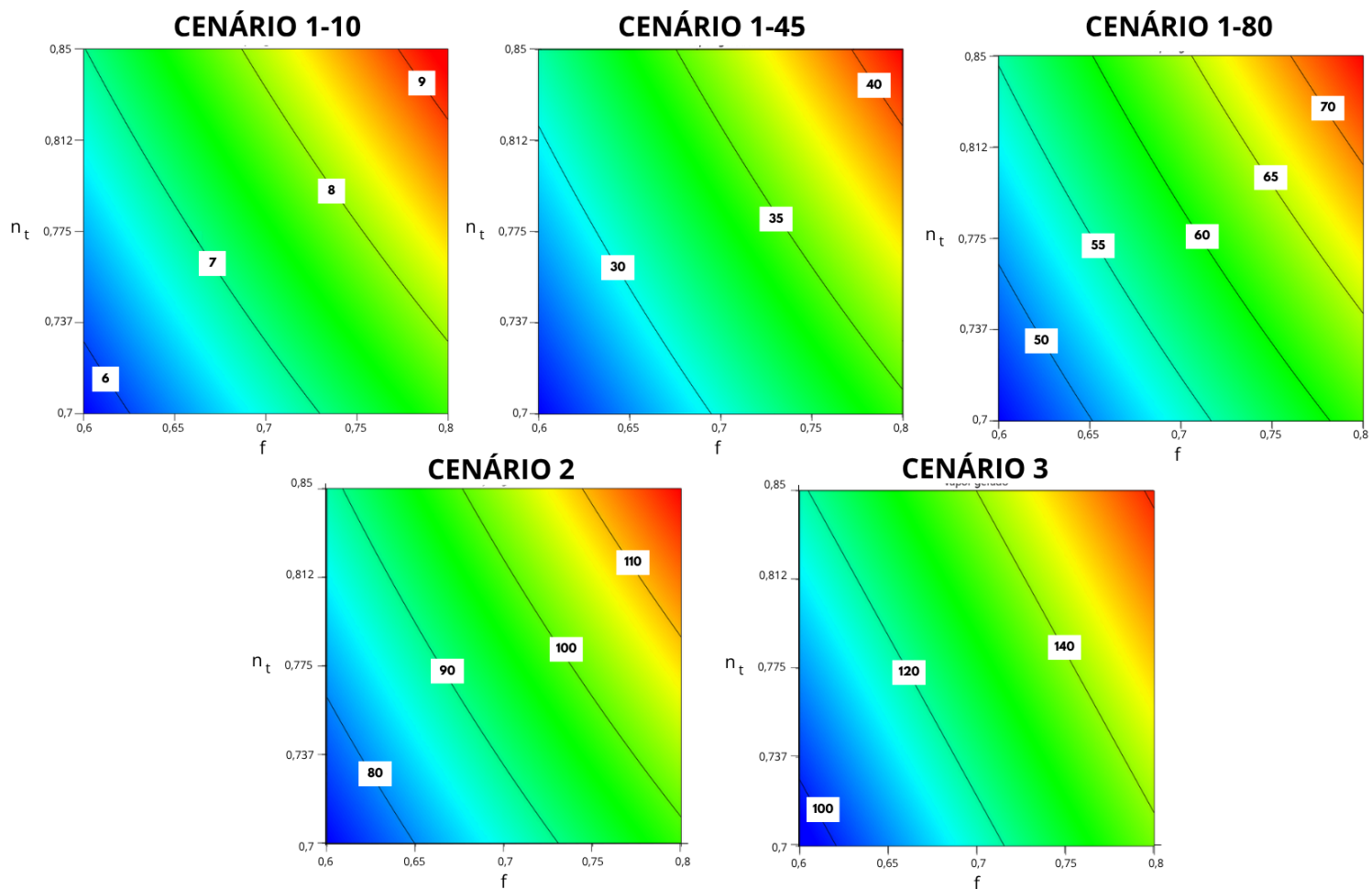


Fonte: Autoria própria

As Figuras 5.8 e 5.9 detalham o impacto das eficiências térmica e elétrica, respectivamente, para cada cenário individualmente, relacionando simultaneamente o vapor industrial gerado, número de residências abastecidas e as emissões evitadas pela substituição da matriz energética. Em todas essas figuras, observa-se que, para uma mesma fração de metano, o aumento das eficiências leva a um acréscimo consistente nas variáveis analisadas. No caso da eficiência térmica, esse aumento é de aproximadamente 10%, enquanto para a eficiência elétrica é de 15%. Dessa forma, ambas as rotas se beneficiam diretamente, tanto em termos energéticos quanto ambientais, quando a eficiência térmica e/ou elétrica é otimizada.

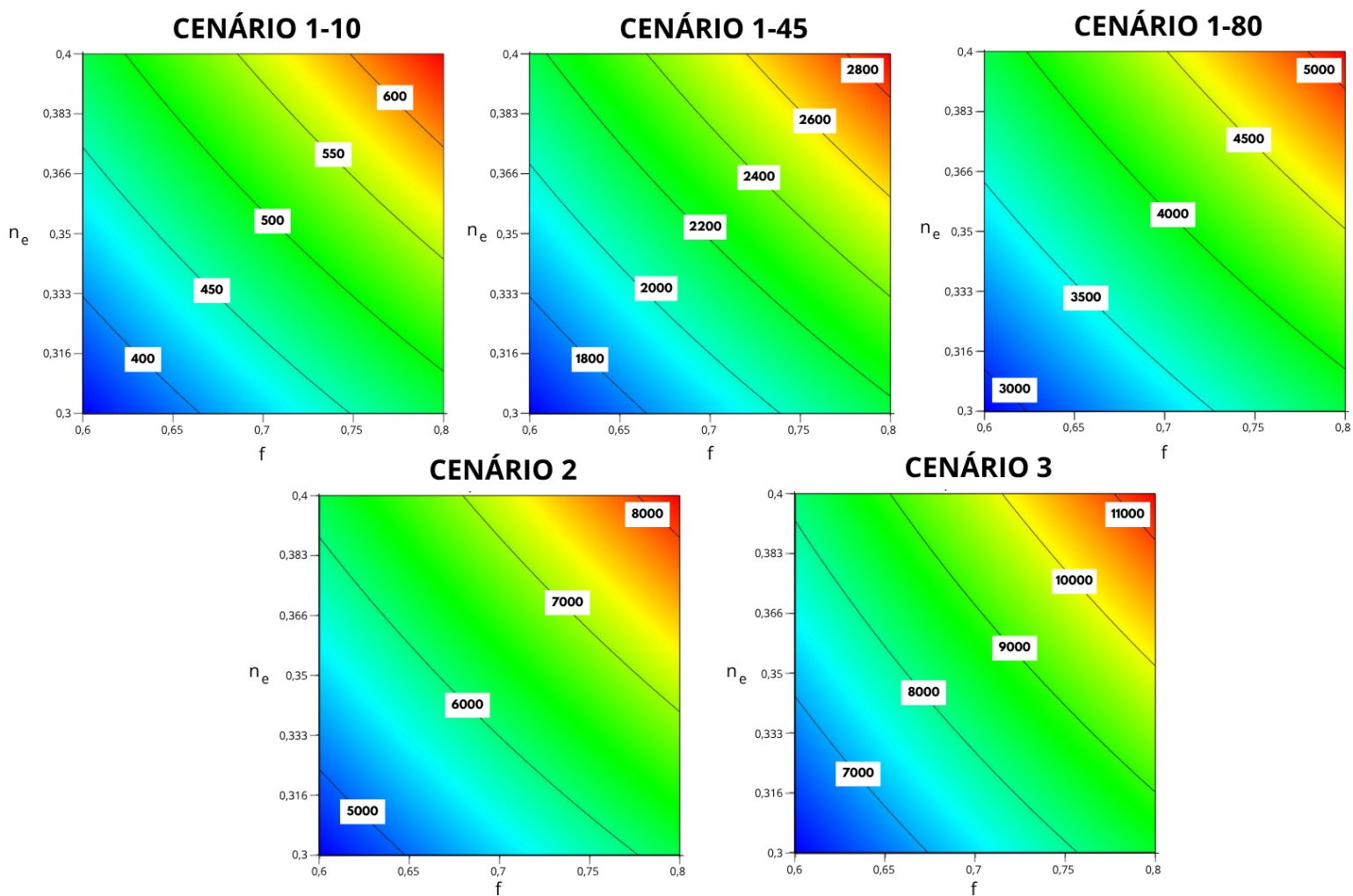
Em sequência, ampliou-se a avaliação para incluir o impacto simultâneo da fração de metano e das eficiências térmica e elétrica nas métricas relacionadas ao aproveitamento energético do biogás. Para isso, foram construídos mapas de calor multifacetados que sintetizam, para cada cenário, a variação da quantidade de residências abastecidas, de vapor gerado e das emissões evitadas pela substituição da matriz energética. As Figuras 5.10 (a) e 5.10 (b) apresentam, respectivamente, para cada cenário, a resposta na quantidade de vapor gerado e no número de residências, enquanto as Figuras 5.10 (c) e 5.10 (d) apresentam as respostas das emissões evitadas pela substituição da matriz energética.

Figura 5.10 (a) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros no vapor gerado



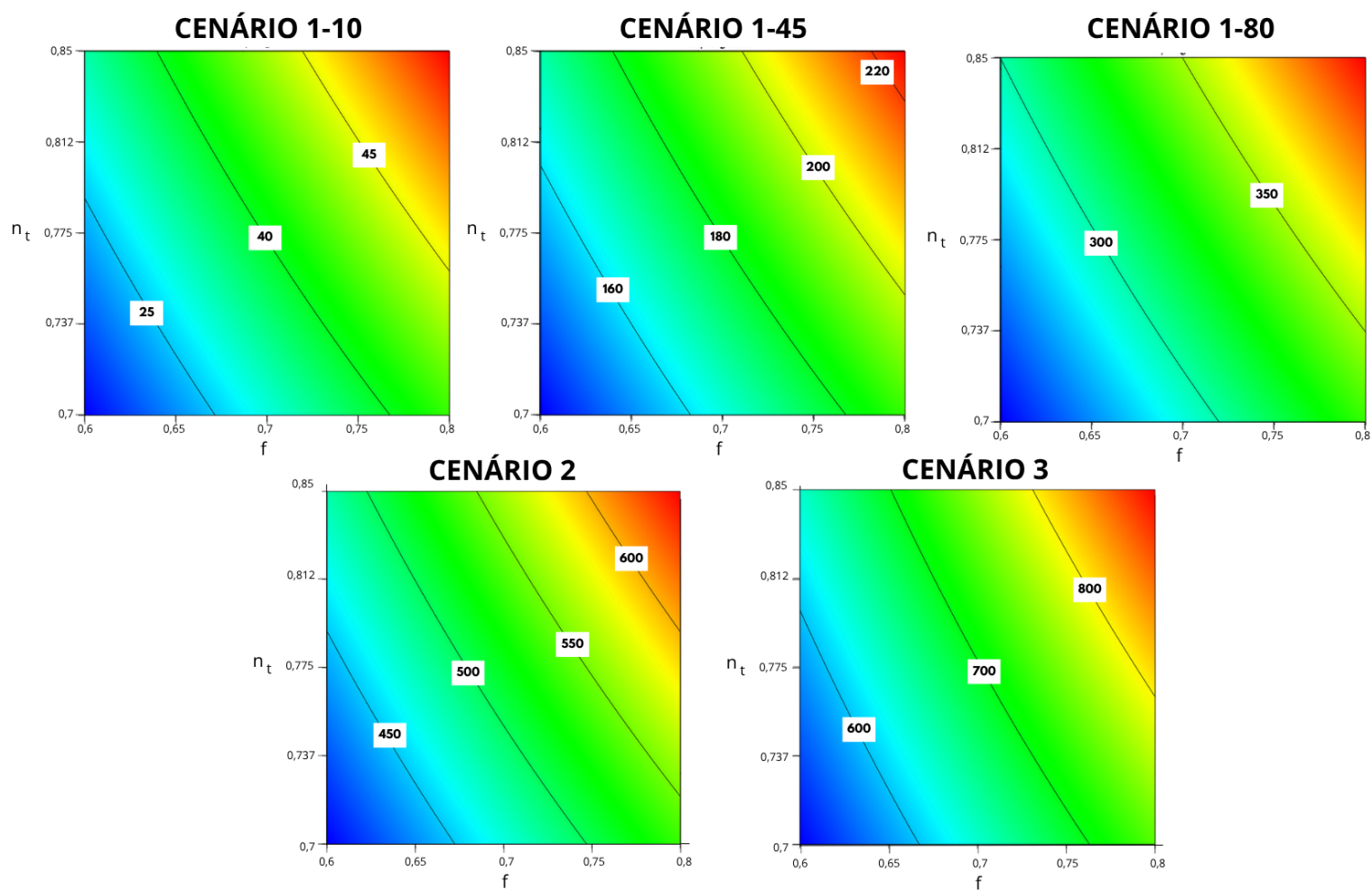
Fonte: Autoria própria

Figura 5.10 (b) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros nas residências abastecidas



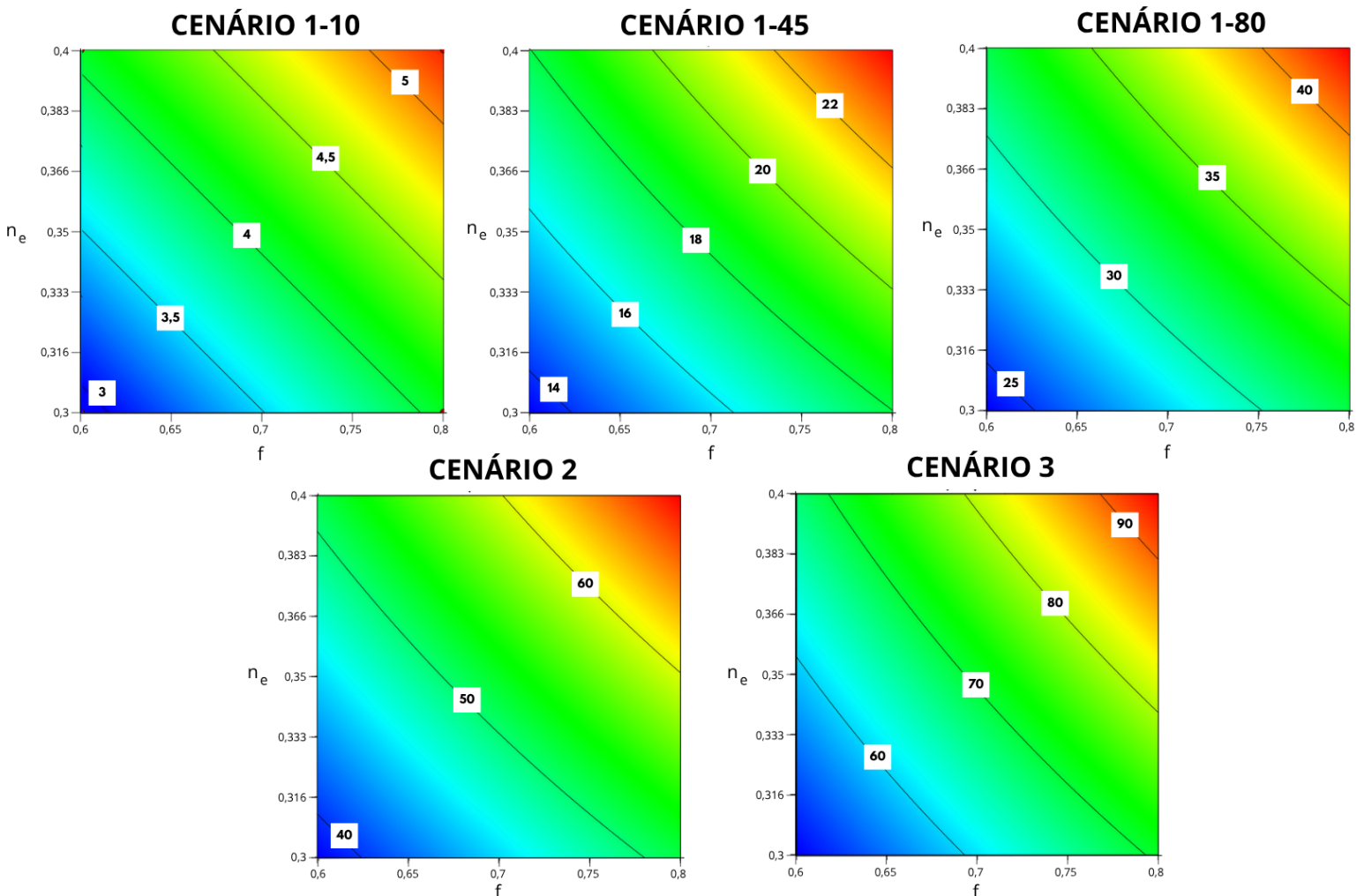
Fonte: Autoria própria

Figura 5.10 (c) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros nas emissões evitadas pela substituição da matriz térmica



Fonte: Autoria própria

Figura 5.10 (d) - Gráfico multifacetado representando o impacto dos parâmetros nas emissões evitadas pela substituição da matriz elétrica



Fonte: Autoria própria

As Figuras 5.10 apresentam mapas de calor que permitem visualizar, de forma conjunta, o efeito da fração de metano e das eficiências térmica e elétrica sobre as variáveis avaliadas. Em todos os cenários e variáveis, observa-se um comportamento contínuo e monotônico, evidenciado pela ausência de descontinuidades ou inversões no gradiente das superfícies. Isso confirma que o aumento de qualquer um dos parâmetros sempre conduz ao aumento proporcional das respostas, reforçando a estabilidade e previsibilidade do modelo dentro da faixa de parâmetros analisados, sem pontos de saturação ou resposta não linear.

As linhas de nível fornecem informações adicionais sobre a sensibilidade dos cenários. Nos cenários de maior escala (1-80, 2 e 3), as linhas tendem a ficar mais próximas

entre si, indicando que pequenas variações na fração de metano ou nas eficiências provocam incrementos numericamente mais expressivos nas variáveis de saída. Esse comportamento é particularmente perceptível no cenário 3, onde os gradientes são mais acentuados, refletindo maior sensibilidade estrutural às mudanças nos parâmetros.

Por fim, realizou-se a análise estatística dos efeitos dos parâmetros sobre todas as variáveis analisadas. Destaca-se que o R^2 avalia a qualidade do modelo, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é a capacidade explicativa da regressão (Montgomery; Runger, 2014). Já o p-value indica a significância estatística do efeito de cada parâmetro avaliado, valores menores que 0,05 indicam que o parâmetro possui efeito estatisticamente significativo sobre a variável resposta (Montgomery; Runger, 2014). As Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5 reúnem os resultados da ANOVA para todos os cenários avaliados.

Tabela 5.3 – Resultados ANOVA para energia bruta gerada e emissões evitadas em cada cenário

Energia gerada				
Parâmetro	R^2	p-value (f)	p-value (nt)	p-value (ne)
Cenário 1-10	0,9998	<0,0001	1	1
Cenário 1-45	0,9998	<0,0001	1	1
Cenário 1-80	0,9998	<0,0001	1	1
Cenário 2	0,9998	<0,0001	1	1
Cenário 3	0,9998	<0,0001	1	1
Emissões evitadas pela captura do metano				
Parâmetro	R^2	p-value (f)	p-value (nt)	p-value (ne)
Cenário 1-10	0,9909	<0,0001	1	1
Cenário 1-45	0,9962	<0,0001	1	1
Cenário 1-80	0,9998	<0,0001	1	1
Cenário 2	0,9998	<0,0001	1	1
Cenário 3	0,9998	<0,0001	1	1

*f = fração de metano; nt = eficiência térmica; ne = eficiência elétrica

* Cenário 1-10: aterro sanitário com captação de 10%; Cenário 1-45: aterro sanitário com captação de 45%;

Cenário 1-80: aterro sanitário com captação de 80%; Cenário 2: DA; Cenário 3: DA-PT

Fonte: Autoria própria

Tabela 5.4 – Resultados ANOVA para vapor gerado e emissões evitadas em cada cenário

Vapor gerado				
Parâmetro	R ²	p-value (f)	p-value (nt)	p-value (ne)
Cenário 1-10	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 1-45	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 1-80	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 2	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 3	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Emissões evitadas pela substituição da matriz térmica				
Parâmetro	R ²	p-value (f)	p-value (nt)	p-value (ne)
Cenário 1-10	0,9866	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 1-45	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 1-80	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 2	1,0000	<0,0001	<0,0001	1
Cenário 3	0,9916	<0,0001	<0,0001	1

*f = fração de metano; nt = eficiência térmica; ne = eficiência elétrica

* Cenário 1-10: aterro sanitário com captação de 10%; Cenário 1-45: aterro sanitário com captação de 45%;
Cenário 1-80: aterro sanitário com captação de 80%; Cenário 2: DA; Cenário 3: DA-PT

Fonte: Autoria própria

Tabela 5.5 – Resultados ANOVA para residências abastecidas e emissões evitadas em cada cenário

Residências abastecidas				
Parâmetro	R ²	p-value (f)	p-value (nt)	p-value (ne)
Cenário 1-10	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 1-45	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 1-80	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 2	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 3	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Emissões evitadas pela substituição da matriz elétrica				
Parâmetro	R ²	p-value (f)	p-value (nt)	p-value (ne)
Cenário 1-10	0,9866	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 1-45	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 1-80	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 2	1,0000	<0,0001	1	<0,0001
Cenário 3	1,0000	<0,0001	1	<0,0001

*f = fração de metano; nt = eficiência térmica; ne = eficiência elétrica

* Cenário 1-10: aterro sanitário com captação de 10%; Cenário 1-45: aterro sanitário com captação de 45%;

Cenário 1-80: aterro sanitário com captação de 80%; Cenário 2: DA; Cenário 3: DA-PT

Fonte: Autoria própria

Os resultados da ANOVA apresentados nas Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5 confirmam estatisticamente essas observações. As análises mostram valores de R² superiores a 0,99 para todas as variáveis e cenários, indicando excelente aderência dos modelos ajustados. Além disso, o parâmetro fração de metano apresenta p-values inferiores a 0,0001 em todas as modelagens, evidenciando sua influência significativa. Esse mesmo comportamento é observado para as eficiências térmica e elétrica, sendo que esses parâmetros só se tornam insignificantes estatisticamente (iguais a 1) quando são avaliados em variáveis que não dependem diretamente do seu mecanismo de conversão. Portanto, a ANOVA confirma que o fator dominante na variabilidade dos resultados é a fração de metano, enquanto as eficiências atuam como amplificadores proporcionais.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitiram caracterizar os cenários de valorização energética das três rotas tecnológicas propostas, evidenciando que a digestão anaeróbia, especialmente quando associada ao pré-tratamento térmico da poda (Cenário 3), apresentou desempenho superior ao envio ao aterro sanitário. Nessa rota, o potencial de geração de metano aumentou em aproximadamente 159% em comparação ao Cenário 1, refletindo diretamente na ampliação da energia útil disponível.

Por meio da quantificação da energia recuperada, foi possível calcular a energia térmica e elétrica gerada em cada rota, destacando-se que o Cenário 3 possibilitou a produção de até 1,94 kWh de energia elétrica por metro cúbico de biogás, além de um volume equivalente de vapor industrial próximo de 104 toneladas por dia, demonstrando o potencial termodinâmico associado ao aproveitamento do biogás.

Complementarmente, ao quantificar o potencial de atendimento de demandas públicas, verificou-se que a energia elétrica produzida no Cenário 3 seria capaz de suprir 8% da demanda energética do município de São Carlos e 43% da demanda anual da UFSCar, demonstrando a aplicabilidade prática no contexto institucional. Já no âmbito econômico, os resultados permitiram estimar o ganho econômico associado à substituição parcial da matriz energética, evidenciando que os cenários com aproveitamento da energia térmica apresentaram as maiores economias, devido ao elevado rendimento global da recuperação de calor.

Já a análise ambiental permitiu estimar o impacto ambiental evitado em CO₂ equivalente, indicando que a captura e a conversão do metano no Cenário 3 evitaram emissões de até 1,94 tCO₂eq por tonelada de resíduo tratado, reforçando o potencial de mitigação associado às rotas baseadas em digestão anaeróbia. Adicionalmente, a comparação entre as três rotas possibilitou avaliar o desempenho energético e ambiental relativo de cada alternativa, confirmando a superioridade dos cenários que empregam pré-tratamento térmico.

Por fim, a análise de sensibilidade permitiu avaliar a influência de parâmetros críticos, demonstrando que a fração de metano foi o fator de maior impacto, provocando variações de 14% a 20% nos indicadores para incrementos de 10% em seu valor, enquanto os rendimentos térmico e elétrico apresentaram efeitos proporcionais sobre a energia gerada. No caso da rota

do aterro sanitário, a variação da eficiência de captura de metano mostrou influência direta sobre as emissões fugitivas consideradas.

Diante disso, os resultados consolidados neste estudo confirmam a co-digestão anaeróbia com a aplicação de pré-tratamento térmico como estratégia tecnicamente viável, ambientalmente adequada e energeticamente eficiente para o manejo da fração orgânica e da poda urbana. Contudo, para aprofundar o conhecimento nessa área, trabalhos futuros podem explorar outros tipos de pré-tratamentos, realizar análises econômicas mais detalhadas e desenvolver estudos em escala piloto. Além disso, a avaliação do digestato como biofertilizante pode ampliar ainda mais o entendimento sobre os benefícios ambientais e operacionais da tecnologia, fortalecendo seu papel no planejamento energético e ambiental municipal.

7. REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2024**. São Paulo, 2024. Disponível em: <https://static.poder360.com.br/2024/12/panorama-dos-residuos-solidos-no-brasil-2024.pdf> documento interno. Acesso em: 01 nov. 2025.

ABUBAKAR, I. R.; ALRAWAF, S.; AL-RAWAF, A.; AL-NEMR, A. **Human and environmental health impacts of solid waste management practices in Global South cities: a review**. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 19, n. 12717, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph191912717>. Acesso em: 22 set. 2025.

ALI, S. S.; MUSTAFA, A. M.; ELSAMAHY, T.; KHALIL, M. A.; AL-ZAHRANI, M.; SUN, J. **Efficient methane production from anaerobic co-digestion of lignin-based feedstock and waste plastic: digester performance and microbial community structures**. Fuel, v. 371, p. 131926, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.131926>. Acesso em: 16 out. 2025.

AZARMANESH, R.; ZARGHAMI QARETAPEH, M.; HASANI ZONOOZI, M.; GHIASINEJAD, H.; ZHANG, Y. **Anaerobic co-digestion of sewage sludge with other organic wastes: a comprehensive review focusing on selection criteria, operational conditions, and microbiology**. Chemical Engineering Journal Advances, v. 14, p. 100453, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.100453>. Acesso em: 18 out. 2025.

BIZZO, Waldir Alves. **Geradores de vapor**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2018. Disponível em: <https://sites.fem.unicamp.br/~em672/GERVAP4.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2025.

BOARATI, S. R.; CASTRO, M. C. A. **Composição do biogás em aterro sanitário de porte médio: análise temporal**. Geociências (São Paulo), v. 43, n. 1, p. 47–57, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v43i1.17920>. Acesso em: 27 out. 2025.

BONG, C. P. C.; HO, W. S.; LIM, J. S.; LEE, C. T.; HO, C. S.; HASHIM, H.; SENG, C. E. **The characterisation and treatment of food waste for biogas production**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 93, p. 849–857, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.199>. Acesso em: 06 out. 2025.

BORGES, M. M. P.; TEIXEIRA, A. A.; ARAGÃO, D. A.; CASTRO, R. M.; CASTRO, R. M.; NUNES, F. C.; GABRIELLI, L. A. **Aproveitamento energético de biogás de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Revista Caderno Pedagógico – Studies Publicações Ltda., v. 17, n. 2, p. 1–20, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n7-063>. Acesso em: 27 out. 2025.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Fatores de emissão – SIRENE**. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/dados-e-ferramentas/fatores-de-emissao>. Acesso em: 01 nov. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Resíduos Sólidos Urbanos**. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/residuos-solidos-urbanos>. Acesso em: 18 set. 2025.

CANDIANI, G.; VIANA, E. **Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários**. Geosp – Espaço e Tempo (Online), São Paulo, v. 21, n. 3, p. 845–857, set./dez. 2017. Disponível em: 10.11606/issn.2179-0892.geosp.2017.97398. Acesso em: 27 set. 2025.

CARNEIRO, F. A.; LAITY, J-M. S.; BACK, K. E. **Análise de eficiência energética baseada no consumo de energia elétrica em escolas públicas**. Revista SBSE, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 1–14, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.48011/sbse.v1i1.2156>. Acesso em: 09 nov. 2025.

ÇENGEL, Yunus A.; BOLES, Michael A. **Termodinâmica**. 7. ed. Porto Alegre: AMGH, 2013. Acesso em: 18 out. 2025.

CHAN, G.; STAVINS, R. N.; ZOU, J. **International climate change policy**. Annual Review of Resource Economics, v. 10, p. 341–366, 2018. Disponível em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3274159. Acesso em: 25 set. 2025.

CLYDE & CO. **COP30 briefing paper**. 2025. Disponível em: <https://www.clydeco.com/en/insights/2025/11/cop30-briefing-paper>. Acesso em: 18 set. 2025.

COMGÁS. **Tarifas**. Disponível em: <https://www.comgas.com.br/sobre-sua-conta/tarifas/>. Acesso em: 16 out. 2025.

CREMONEZ, P. A.; TELEKEN, J. G.; MEIER, T. R. W.; ALVES, H. J. **Two-stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: a review**. Journal of Environmental Management, v. 281, p. 111854, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111854>. Acesso em: 22 set. 2025.

DALPAZ, R.; KONRAD, O.; CYRNE, C. C. S.; BARZOTTO, H. P.; HASAN, C.; GUERINI FILHO, M. **Using biogas for energy cogeneration: an analysis of electric and thermal energy generation from agro-industrial waste**. Sustainable Energy Technologies and Assessments, Amsterdam, v. 40, p. 100774, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100774>. Acesso em: 03 nov. 2025.

DALPAZ, Ricardo; MACHADO, Thales; MENEZES, Leonardo; REINEHR, Lucas; ASSIS, Thayná; CYRNE, Cristhiane; KONRAD, Orlando. **Avaliação da geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente de resíduos agroindustriais**. 2019. 24 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Energia) – Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Bento Gonçalves, 2019.

DEEPANRAJ, B.; SINGH, R. P.; RAVI, R.; SURESH, S. **Effect of substrate pretreatment on biogas production through anaerobic digestion of food waste**. Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects, v. 39, n. 18, p. 1847–1854, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.06.178>. Acesso em: 06 out. 2025.

DEVI, A.; MANIKANDAN, S.; KUMAR, P.; YAASHIKAA, P.; OVIYAPRIYA, M; RANGASAMY, G.. **A comprehensive review on current trends and development of biomethane production from food waste: Circular economy and techno economic analysis**. Environmental Research, v. 230, p. 116–135, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.128963>. Acesso em: 27 set. 2025.

DIAS, F.; BALIEIRO, L.; PEDREIRO, M. **Aterros Sanitários: Gestão De Resíduos Sólidos E Sustentabilidade Ambiental**. Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e

Educação, São Paulo, v. 10, n. 12, p. 2892–2906, dez. 2024. Disponível em: doi.org/10.51891/rease.v10i12.17465. Acesso em: 25 set. 2025.

DUAN, Z.; KJELDSEN, P.; SCHEUTZ, C. **Efficiency of gas collection systems at Danish landfills and implications for regulations.** Journal of Environmental Management, v. 316, p. 115–126, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.023>. Acesso em: 16 out. 2025.

EMBRAPA. **Resíduos para Agroenergia.** Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/agroenergia/residuos>. Acesso em: 27 out. 2025.

FARIA, Geovanne Tavares. **Análise de rendimento energético da caldeira alimentada com bagaço de cana-de-açúcar.** 2021. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Mecânica) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, Arcos, 2021. Disponível em: https://www.ifmg.edu.br/arcos/cursos-1/graduacao-1/engenharia-mecanica/repositorio-de-tcc/TCC_atualizado_GEOVANNE.pdf. Acesso em: 01 nov. 2025

FEDRIGO, Natália Sens; GONÇALVES, Guilherme; LUCAS, Paulo Figueiredo. **Usos finais de energia elétrica no setor residencial brasileiro.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. 104 p. Disponível em: https://labeee.ufsc.br/sites/default/files/publicacoes/relatorios_ic/IC2009_Natalia.pdf. Acesso em: 09 nov. 2025.

FERDES, M.; DINCA, M.; MOICEANU, G.; PARASCHIV, G.; ZĂBAVĂ, B. Ș. **Microorganisms and Enzymes Used in the Biological Pretreatment of the Substrate to Enhance Biogas Production: A Review.** Sustainability, v. 12, p. 10112, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12177205>. Acesso em: 27 set. 2025.

FERDES, M.; PARASCHIV, G.; IONESCU, M.; DINCĂ, M. N.; MOICEANU, G.; ZĂBAVĂ, B. Ș. **Anaerobic co-digestion: a way to potentiate the synergistic effect of multiple substrates and microbial diversity.** Energies, v. 16, p. 2116, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en16052116>. Acesso em: 06 out. 2025.

GUAN, D.; ZHAO, J.; WANG, Y; FU, Z.; ZHANG, D.; ZHANG, H.; XIE, J.; SUN, Y.; ZHU, J.; WANG, D. **A critical review on sustainable management and resource utilization of digestate.** Process Safety and Environmental Protection, v. 183, p. 339–354, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.01.029>. Acesso em: 18 out. 2025.

GUPTA, A.; VALUEV, I.; ANISHENKO, A.; BRYUKHANOV, I.; MISHUKOV, M.; ZALEWSKA, A.; KARPINSKI, M.; MIKHAILOV, A.; KULIKETU, D. **Process modeling**

and techno-economic assessment of an integrated trigeneration solar–biogas system for liquid desiccant-based building air-conditioning and power generation. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 52, p. 12257-12274, 2023. Disponível em: <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.ijhydene.2022.11.195>. Acesso em: 16 out. 2025.

HIDALGO, D.; CASTRO, J.; DÍEZ, D.; MARTÍN-MARROQUÍN, J. M.; GÓMEZ, M.; PÉREZ, E. **Torrefaction at low temperature as a promising pretreatment of lignocellulosic biomass in anaerobic digestion.** *Energy*, Amsterdam, v. 263, p. 125822, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.125822>. Acesso em: 18 set. 2025.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY – IEA. **Outlook for Biogas and Biomethane: an introduction to biogas and biomethane.** Paris: IEA, 2025. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/outlook-for-biogas-and-biomethane-prospects-for-organic-growth>. Acesso em: 25 set. 2025

JASIŃSKA, A.; GROSSER, A.; MEERS, E. **Possibilities and limitations of anaerobic co-digestion of animal manure — a critical review.** *Energies*, v. 16, p. 3885, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en16093885>. Acesso em: 22 set. 2025.

KARTHIKEYAN, P. K.; BANDULASENA, H.; RADU, T. **A comparative analysis of pre-treatment technologies for enhanced biogas production from anaerobic digestion of lignocellulosic waste.** *Industrial Crops & Products*, v. 215, p. 118591, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.118591>. Acesso em: 16 out. 2025.

KARKI, R.; CHUENHART, W.; SURENDRA, K. C.; SHRESTHA, S.; RASKIN, L.; SUNG, S.; HASHIMOTO, A.; KHANAL, S. K. **Anaerobic co-digestion: current status and perspectives.** *Bioresource Technology*, v. 330, p. 125001, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001>. Acesso em: 18 set. 2025.

KHAN, M. A.; NIZAMI, A. S.; REHAN, M.; TAHIR, M. H.; ALI, Z. **A review of recent advancements in pretreatment techniques of lignocellulosic materials for biogas production: Opportunities and Limitations.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 151, p. 111–209, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100263>. Acesso em: 06 out. 2025.

KHANTHONG, K.; KADAM, R.; KIM, T.; PARK, J. **Synergetic effects of anaerobic co-digestion of food waste and algae on biogas production.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 11, n. 2, p. 109–122, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129208>. Acesso em: 18 out. 2025.

KIM, D.; KIM, K-T.; PARK, Y.-K. **A comparative study on the reduction effect in greenhouse gas emissions between the combined heat and power plant and boiler.** Sustainability, Basel, v. 12, n. 5144, p. 1–11, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12125144>. Acesso em: 27 out. 2025.

KOHLI, K.; PRAJAPATI, R.; SHAH, R.; DAS, M.; SHARMA, B. K. **Food waste: environmental impact and possible solutions.** Sustainable Food Technology, v. 2, p. 70–80, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/d3fb00141e>. Acesso em: 22 set. 2025.

LAMOLINARA, B.; PÉREZ-MARTÍNEZ, A.; GUARDADO-YORDI, E.; GUILLÉN FIALLOS, C.; DIÉGUEZ-SANTANA, K.; RUIZ-MERCADO, G. J. **Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges.** Waste Management, v. 140, p. 14–30, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.035>. Acesso em: 16 out. 2025.

LUIZ, B.; SUSKI, C. **Avaliação da geração de gases de efeito estufa em diferentes tratamentos de resíduos domiciliares – Estudo de caso em Florianópolis – Santa Catarina.** Revista Metro Cidades, v. 4, n. 1, p. 88–98, 2021. Disponível em: <https://publicacoes.ifc.edu.br/index.php/metapre/article/view/1489>. Acesso em: 27 out. 2025.

MANKAR, A. R.; MADHESHIYA, A. K.; TRIPATHI, D.; PANT, K. K. **Recent advances in biomass pretreatment by deep eutectic solvents.** Bioresource Technology, v. 334, p. 125235, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125235>. Acesso em: 18 out. 2025.

MAVROPOULOS, Antonis; TSAKONA, Maria; ANTHOULI, Aida. **Urban waste management and the mobile challenge.** Waste Management & Research, London, v. 33, n. 4, p. 381–387, 2015. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0734242X15573819>. Acesso em: 01 nov. 2025.

MOKRANE, S.; BUONOCORE, E.; CAPONE, R.; FRANZESE, P. P. **Exploring the global scientific literature on food waste and loss.** Sustainability, v. 15, n. 4757, p. 1–17, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su15064757>. Acesso em: 27 out. 2025.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied Statistics and Probability for Engineers.** 7. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2014. Acesso em: 03 nov. 2025.

NAG, R.; AUER, A.; NOLAN, S.; RUSSELL, L.; MARKEY, B. K.; WHYTE, P.; O’FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K. G.; CUMMINS, E. **Evaluation of pathogen concentration in anaerobic digestate using a predictive modelling approach (ADRISK).** Science of the Total Environment, v. 800, p. 149574, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149574>. Acesso em: 27 set. 2025.

NARAN, E.; TOOR, U. A.; KIM, D. J. **Effect of pretreatment and anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge on stabilization and methane production.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 113, p. 17–21, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.011>. Acesso em: 06 out. 2025.

NEGRO, V.; NOUSSAN, M.; CHIARAMONTI, D. **Alternative options for biogas-to-energy: a comparison of electricity and biomethane generation based on the real operation of a production site.** *Applied Energy*, Amsterdam, v. 377, p. 124687, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2024.124687>. Acesso em: 09 nov. 2025.

NEHRA, M.; JAIN, S. **Estimation of renewable biogas energy potential from livestock manure: A case study of India.** *Environmental Research*, v. 231, p. 116093, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101432>. Acesso em: 16 out. 2025.

NGHIEM, L. D.; CHENG, S.; LIN, R.; JAVANMARDI, M.; NGUYEN, D. D.; ZHANG, L.; DENG, L. **Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 72, p. 354–362, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.062>. Acesso em: 22 set. 2025.

OZBAY, G.; JONES, M.; GADDE, M.; ISAH, S.; ATTARWALA, T. **Design and operation of effective landfills with minimal effects on the environment and human health.** *Journal of Environmental and Public Health*, v. 2021, p. 1–13, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2021/6921607>. Acesso em: 18 out. 2025.

PINTO, T.; LIMA, C.; ESTEVAM, C.; PAVÃO, E.; ASSAD, E. **Panorama Das Emissões De Metano E Implicações Do Uso De Diferentes Métricas.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2022. Disponível em: https://eesp.fgv.br/sites/eesp.fgv.br/files/relatorio_assad_estudo_metano_diferentes_metricas.pdf. Acesso em: 25 set. 2025.

RAJENDRAN, K.; MURTHY, G. S. **Techno-economic assessment of bioenergy production from anaerobic digestion.** *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, v. 20, p. 101207, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101207>. Acesso em: 18 set. 2025.

ROY, P.; MOHANTY, A.; DICK, P.; MISRA, M. **A Review on the Challenges and Choices for Food Waste Valorization: Environmental and Economic Impacts.** *Journal of Environmental Management*, v. 345, p. 118–134, 2023. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsenvironau.2c00050>. Acesso em: 25 set. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. **Aterro Sanitário.** Disponível em:

<https://semil.sp.gov.br/educacaoambiental/prateleira-ambiental/aterro-sanitario/>. Acesso em: 16 out. 2025.

SARKER, Shiplu; LAMB, Jacob J.; HJELME, Dag R.; LIEN, Kristian M. **A review of the role of critical parameters in the design and operation of biogas production plants.** Applied Sciences, Basel, v. 9, n. 1915, p. 1–38, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app9091915>. Acesso em: 06 out. 2025.

SEEG. **SEEG Brasil – Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa.** Disponível em: <https://seeg.eco.br/>. Acesso em: 18 set. 2025.

SHANG, Y.; SANG, S.; TIWARI, A. K.; KHAN, S.; ZHAO, X. **Impacts of renewable energy on climate risk: a global perspective for energy transition in a climate adaptation framework.** Applied Energy, v. 362, p. 122994, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2024.122994>. Acesso em: 25 set. 2025.

SHARMA, V.; SHARMA, D.; TSAI, M.; ORTIZO, R.; YADAV, A.; NARGOTRA P.; CHEN, C.; SUN, P.; DONG, C. **Insights into the recent advances of agro-industrial waste valorization for sustainable biogas production.** Bioresource Technology, v. 383, p. 129301, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129829>. Acesso em: 06 out. 2025.

TAWFIK, A.; ERAKY, M.; ALHAJERI, N. S.; OSMAN, A. I.; ROONEY, D. W. **Cultivation of microalgae on liquid anaerobic digestate for depollution, biofuels and cosmetics: a review.** Environmental Chemistry Letters, v. 20, p. 3631–3656, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01481-2>. Acesso em: 01 nov. 2025.

TRIVINO-PINEDA, J.; RODRIGUEZ, A.; PELÁES, N. **Biogas production from organic solid waste through anaerobic digestion: A meta-analysis.** Journal of Cleaner Production, v. 459, p. 141–157, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100618>. Acesso em: 27 nov. 2025.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; U.S. DEPARTMENT OF ENERGY. **Catalog of CHP Technologies. Section 2 – Technology Characterization: Reciprocating Internal Combustion Engines.** Washington, D.C.: EPA / DOE – Combined Heat and Power Partnership, March 2015. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/catalog_of_chp_technologies_section_2_technology_characterization_-_reciprocating_internal_combustion_engines.pdf. Acesso em: 03 nov. 2025.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Food Waste Index Report 2024.** Nairobi: UNEP, 2024. Disponível em:

<https://www.unep.org/resources/publication/food-waste-index-report-2024>. Acesso em: 27 out. 2025.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **The Paris Agreement**. 2015. Disponível em:

<https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement>. Acesso em: 18 set. 2025.

VERONEZI, D.; SOULIER, M.; KOCSIS, T. **Energy solutions for decarbonization of industrial heat processes**. *Energies*, Basel, v. 17, n. 5728, p. 1–23, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en17225728>. Acesso em: 06 out. 2025.

WEI, Y.; ILLERA, M.; GUO, X.; VOLLEBREGT, M.; LI, X.; RIJNAARTS, H.; CHEN, W. **The complexities of decision-making in food waste valorization: A critical review**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 197, p. 107–123, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120989>. Acesso em: 06 out. 2025.

ZHANG, X.; MA, J.; JI, Z.; YANG, G.; ZHOU, Z.; XU, F. **Using Confocal Raman Microscopy to Real-Time Monitor Poplar Cell Wall Swelling and Dissolution During Ionic Liquid Pretreatment**. *Microscopy Research and Technique*, v. 77, n. 7, p. 593–600, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jemt.22379>. Acesso em: 18 set. 2025.

ZILIO, M.; PIGOLI, A.; RIZZI, B.; GEROMEL, G.; MEERS, E.; SCHOUMANS, O.; GIORDANO, A.; ADANI, F. **Measuring ammonia and odours emissions during full field digestate use in agriculture**. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 6, p. 106–214, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146882>. Acesso em: 27 out. 2025.

APÊNDICE A - Resultados da análise de sensibilidade

Tabela A.1 – Ganho monetário bruto devido a substituição da matriz energética

Cenários	Energia (MWh)			Emissões totais (tCO2)		
	f = 0,6	f = 0,7	f = 0,8	f = 0,6	f = 0,7	f = 0,8
Cenário 1-10	183,10	213,62	244,13	-2722,84	-3176,64	-3630,45
Cenário 1-45	823,95	961,28	1098,60	-340,36	-397,08	-453,81
Cenário 1-80	1464,80	1708,94	1953,07	2042,13	2382,48	2722,84
Cenário 2	2351,46	2743,37	3135,28	4370,00	5099,50	5827,00
Cenário 3	3103,14	3713,38	4323,62	6806,04	7940,38	9074,72

Fonte: Autoria própria

Tabela A.2 – Vapor gerado e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás

f = 0,6						
Cenários	Vapor gerado (ton/dia)			Emissões evitadas (tCO ₂)		
	nt = 0,7	nt = 0,77	nt = 0,84	nt = 0,7	nt = 0,77	nt = 0,84
Cenário 1-10	5,76	6,33	6,91	31,27	34,40	37,53
Cenário 1-45	25,90	28,49	31,08	140,73	154,80	168,88
Cenário 1-80	46,04	50,65	55,25	250,19	275,21	300,23
Cenário 2	73,92	81,31	88,70	401,63	441,79	481,96
Cenário 3	97,54	107,30	117,05	530,02	583,02	636,02
f = 0,7						
Cenários	Vapor gerado (ton/dia)			Emissões evitadas (tCO ₂)		
	nt = 0,7	nt = 0,77	nt = 0,84	nt = 0,7	nt = 0,77	nt = 0,84
Cenário 1-10	6,71	7,39	8,06	36,49	40,13	43,78
Cenário 1-45	30,22	33,24	36,26	164,19	180,60	197,02
Cenário 1-80	53,72	59,09	64,46	291,89	321,07	350,26
Cenário 2	86,23	94,86	103,48	468,57	515,42	562,28
Cenário 3	116,73	128,40	140,07	634,25	697,67	761,10
f = 0,8						
Cenários	Vapor gerado (ton/dia)			Emissões evitadas (tCO ₂)		
	nt = 0,7	nt = 0,77	nt = 0,84	nt = 0,7	nt = 0,77	nt = 0,84
Cenário 1-10	7,67	8,44	9,21	41,70	45,87	50,04
Cenário 1-45	34,53	37,99	41,44	187,64	206,41	225,17
Cenário 1-80	61,39	67,53	73,67	333,58	366,94	400,30
Cenário 2	98,55	108,41	118,27	535,51	589,06	642,61
Cenário 3	135,91	149,50	163,09	738,47	812,32	886,17

*f = fração de metano; nt = eficiência térmica; nt = eficiência elétrica

* Cenário 1-10: aterro sanitário com captação de 10%; Cenário 1-45: aterro sanitário com captação de 45%; Cenário 1-80: aterro sanitário com captação de 80%; Cenário 2: DA; Cenário 3: DA-PT

Fonte: Autoria própria

Tabela A.3 – Residências abastecidas e emissões evitadas para diferentes rendimentos térmicos e frações de metano no biogás

f = 0,6						
Cenários	Residências abastecidas			Emissões evitadas (tCO ₂)		
	ne = 0,3	ne = 0,35	ne = 0,4	ne = 0,3	ne = 0,35	ne = 0,4
Cenário 1-10	360,91	421,06	481,21	2,99	3,49	3,99
Cenário 1-45	1624,08	1894,76	2165,44	13,47	15,72	17,96
Cenário 1-80	2887,26	3368,47	3849,68	23,95	27,94	31,93
Cenário 2	4634,94	5407,43	6179,92	38,45	44,85	51,26
Cenário 3	6116,58	7136,01	8155,44	50,74	59,19	67,65
f = 0,7						
Cenários	Residências abastecidas			Emissões evitadas (tCO ₂)		
	ne = 0,3	ne = 0,35	ne = 0,4	ne = 0,3	ne = 0,35	ne = 0,4
Cenário 1-10	421,06	491,23	561,41	3,49	4,07	4,66
Cenário 1-45	1894,76	2210,56	2526,35	15,72	18,34	20,96
Cenário 1-80	3368,47	3929,88	4491,29	27,94	32,60	37,25
Cenário 2	5407,43	6308,67	7209,91	44,85	52,33	59,81
Cenário 3	7319,42	8539,32	9759,22	60,71	70,83	80,95
f = 0,8						
Cenários	Residências abastecidas			Emissões evitadas (tCO ₂)		
	ne = 0,3	ne = 0,35	ne = 0,4	ne = 0,3	ne = 0,35	ne = 0,4
Cenário 1-10	481,21	561,41	641,61	3,99	4,66	5,32
Cenário 1-45	2165,44	2526,35	2887,26	17,96	20,96	23,95
Cenário 1-80	3849,68	4491,29	5132,90	31,93	37,25	42,58
Cenário 2	6179,92	7209,91	8239,89	51,26	59,81	68,35
Cenário 3	8522,25	9942,63	11363,00	70,69	82,47	94,25

*f = fração de metano; nt = eficiência térmica; nt = eficiência elétrica

* Cenário 1-10: aterro sanitário com captação de 10%; Cenário 1-45: aterro sanitário com captação de 45%;

Cenário 1-80: aterro sanitário com captação de 80%; Cenário 2: DA; Cenário 3: DA-PT

Fonte: Autoria própria