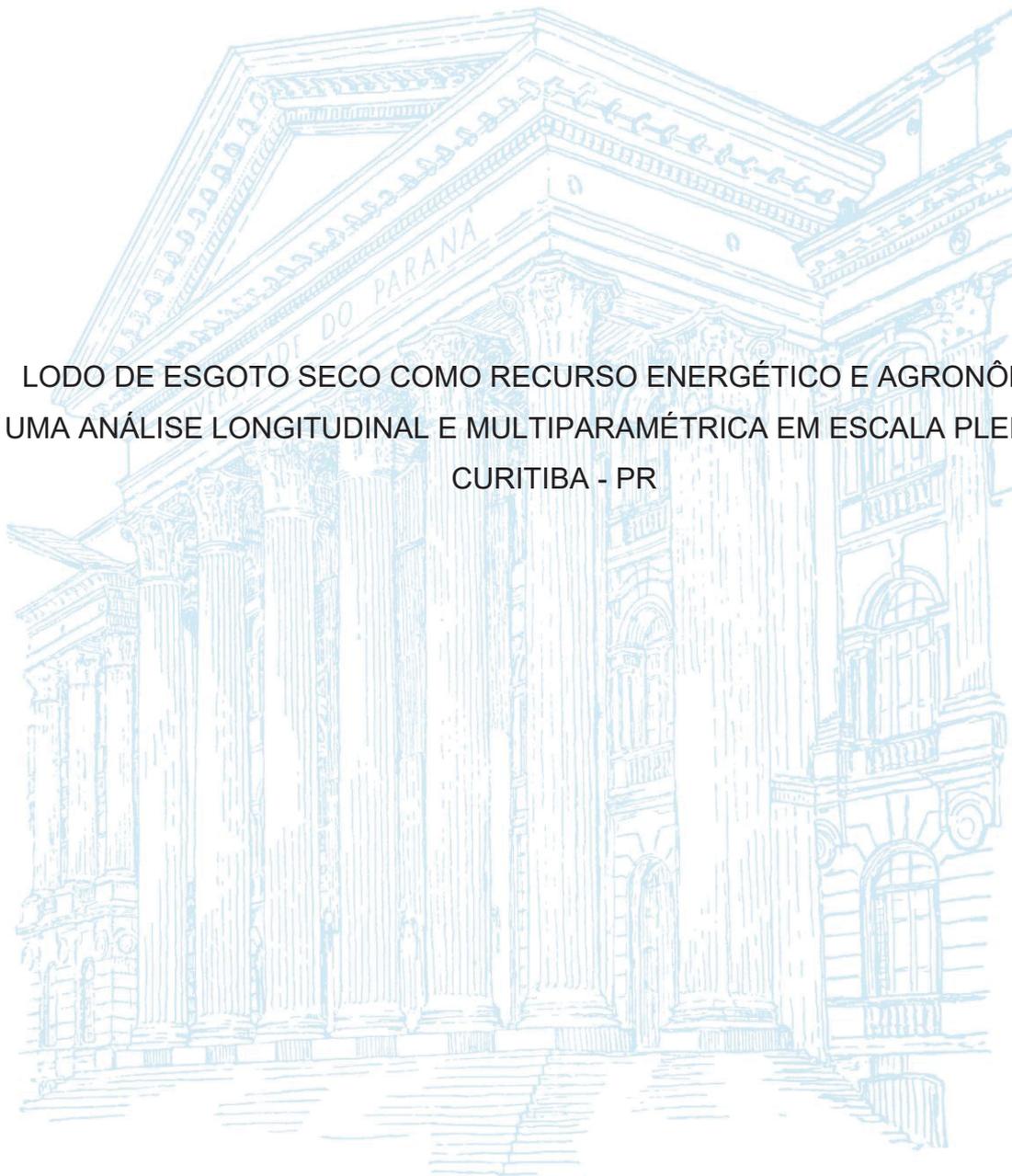


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GABRIELE KUHN DUPONT

LODO DE ESGOTO SECO COMO RECURSO ENERGÉTICO E AGRONÔMICO:
UMA ANÁLISE LONGITUDINAL E MULTIPARAMÉTRICA EM ESCALA PLENA EM
CURITIBA - PR



CURITIBA

2025

GABRIELE KUHN DUPONT

LODO DE ESGOTO SECO COMO RECURSO ENERGÉTICO E AGRONÔMICO:
UMA ANÁLISE LONGITUDINAL E MULTIPARAMÉTRICA EM ESCALA PLENA EM
CURITIBA - PR

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal do Paraná, como requisito à obtenção do título de Doutora em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Itsuo Yamamoto

Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Rafael Collere Possetti

CURITIBA

2025

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Dupont, Gabriele Kuhn

Lodo de esgoto seco como recurso energético e agrônômico: uma análise longitudinal e multiparamétrica em escala plena em Curitiba – PR / Gabriele Kuhn Dupont. – Curitiba, 2025.

1 recurso on-line : PDF.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

Orientador: Carlos Itsuo Yamamoto

Coorientador: Gustavo Rafael Collere Possetti

1. Lodo. 2. Esgotos. 3. Recursos energéticos. 4. Análise térmica. 5. Termoquímica. 6. Engenharia agrônômica. I. Universidade Federal do Paraná. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Yamamoto, Carlos Itsuo. IV. Possetti, Gustavo Rafael Collere. V. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA QUÍMICA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **GABRIELE KUHN DUPONT**, intitulada: **Lodo de esgoto seco como recurso energético e agrônômico: Uma análise longitudinal e multiparamétrica em escala plena em Curitiba-PR**, sob orientação do Prof. Dr. CARLOS ITSUO YAMAMOTO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Agosto de 2025.

Assinatura Eletrônica
01/09/2025 11:09:41.0
CARLOS ITSUO YAMAMOTO
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
28/08/2025 17:35:40.0
CLEVERSON VITORIO ANDREOLI
Avaliador Externo (CONSULTORIA E ENGENHARIA AMBIENTAL)

Assinatura Eletrônica
12/09/2025 16:51:17.0
MARCO AURÉLIO DA SILVA CARVALHO FILHO
Avaliador Externo (CENTRO UNIVERSITÁRIO INTERNACIONAL)

Assinatura Eletrônica
29/08/2025 10:13:13.0
IZABEL CRISTINA RIEGEL VIDOTTI MIYATA
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

AGRADECIMENTOS

A realização desta Tese só foi possível graças ao apoio e à colaboração de muitas pessoas, às quais expresso minha mais profunda gratidão.

Agradeço, em primeiro lugar, ao meu orientador, Prof. Carlos Itsuo Yamamoto, pela orientação precisa, incentivo constante e confiança depositada ao longo de toda a pesquisa. Ao meu coorientador Gustavo Rafael Collere Possetti agradeço pela confiança e pelo apoio técnico para a realização da pesquisa em conjunto com a Sanepar.

À técnica de laboratório do LCAUT da UFPR, Cintia, meu sincero agradecimento por toda disponibilidade e auxílio imprescindível durante as análises laboratoriais.

Aos colaboradores da Sanepar, Regina e Guilherme, sou grata pelo suporte nas análises elementares, cuja contribuição foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho. Estendo meus agradecimentos ao Murilo e ao Jackson, pelo auxílio nas coletas do lodo de esgoto, sempre com disposição e comprometimento.

À professora Izabel Cristina Riegel Vidotti Miyata pela orientação e auxílio para realização das análises térmicas. E agradeço ao técnico de laboratório, Ângelo Oliveira, pela dedicação e comprometimento na realização das análises termogravimétricas.

Agradeço também ao meu noivo, Márcio, que me acompanha desde o mestrado e sempre apoiou meus sonhos com amor, paciência e incentivo incondicional.

Por fim, agradeço com todo o meu carinho à minha mãe e à minha família, pelo amor, apoio emocional e presença constante em todos os momentos desta jornada.

RESUMO

A crescente geração de lodo nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) configura um desafio ambiental, pois a solução mais utilizada são os aterros sanitários. Novas opções devem ser desenvolvidas pois o licenciamento de aterros sanitários está cada vez mais difícil e burocrático. O aproveitamento energético pode ser um recurso valioso e economicamente viável. Nesse contexto, o lodo de esgoto seco (DSS – Dry Sewage Sludge) pode ser considerado um recurso energético, alinhado aos princípios da economia circular, ao permitir a recuperação de energia em processos internos da própria ETE. Esta pesquisa justifica-se pela necessidade de caracterizar o DSS proveniente de uma unidade de secagem térmica em escala plena, visando avaliar sua viabilidade energética e agrônômica e fornecer subsídios técnicos para sua valorização em rotas termoquímicas sustentáveis. O objetivo geral foi investigar a contribuição do potencial do DSS ao longo de 24 meses, com base em suas propriedades agrônômicas, químicas e térmicas. Para isso, coletaram-se amostras mensais de DSS na ETE Atuba Sul (Curitiba – PR), as quais foram submetidas a análises físico-químicas, elementares, térmicas — incluindo Análise Termogravimétrica (TGA), Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC) e determinação do Poder Calorífico Inferior (PCI) —, microbiológicas e de metais, além da aplicação de análise matemática para determinação da Energia de Ativação (Ea). Os resultados demonstraram que o DSS apresenta PCI médio de $11,34 \text{ MJ kg}^{-1}$, com variações associadas à umidade e à composição elementar. Os ensaios TGA revelaram comportamento térmico distinto em atmosferas de nitrogênio (N_2) e ar sintético (N_2O_2), sendo essa última mais representativa para processos de combustão. Os valores de calor específico (C_p) variaram entre $0,93$ e $1,83 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$, e o modelo cinético de Kissinger-Akahira-Sunose (KAS) apresentou o melhor ajuste para os dados de Ea. Do ponto de vista microbiológico, o DSS apresentou baixos níveis de patógenos, e as concentrações de metais estiveram dentro dos limites estabelecidos pela legislação ambiental, permitindo sua aplicação agrícola. Assim, o DSS demonstrou viabilidade para agrônômica e valorização energética, especialmente por combustão, reforçando a importância de estratégias integradas para seu aproveitamento sustentável.

Palavras-chave: Lodo de esgoto seco. Potencial energético. Análises térmicas. Valorização Termoquímica. Análises agrônômicas.

ABSTRACT

The increasing generation of sludge in Sewage Treatment Plants (STPs) poses an environmental challenge, as the most common solution is sanitary landfills. New options must be developed, as landfill licensing is becoming increasingly difficult and bureaucratic. Energy recovery can be a valuable and economically viable resource. In this context, dry sewage sludge (DSS) can be considered an energy resource, aligned with the principles of the circular economy, by enabling energy recovery in the STP's internal processes. This research is justified by the need to characterize DSS from a full-scale thermal drying unit, assessing its energetic and agronomic viability and providing technical support for its valorization through sustainable thermochemical routes. The overall objective was to investigate the contribution of DSS potential over a 24-month period, based on its agronomic, chemical, and thermal properties. Monthly samples of DSS were collected at the Atuba Sul STP (Curitiba – PR) and subjected to physicochemical, elemental, and thermal analyses — including Thermogravimetric Analysis (TGA), Differential Scanning Calorimetry (DSC), and determination of the Lower Heating Value (LHV) — as well as microbiological and metal content analyses. A mathematical analysis was also applied to determine the Activation Energy (E_a). The results showed that DSS has an average LHV of 11.34 MJ kg^{-1} , with variations associated with moisture and elemental composition. TGA tests revealed distinct thermal behavior in nitrogen (N_2) and synthetic air (N_2O_2) atmospheres, with the latter being more representative of combustion processes. Specific heat (C_p) values ranged from 0.93 to $1.83 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$, and the Kissinger-Akahira-Sunose (KAS) kinetic model provided the best fit for the E_a data. From a microbiological perspective, DSS presented low levels of pathogens, and metal concentrations were within the limits established by environmental legislation, allowing its agricultural application. Thus, DSS demonstrated viability for agronomics and energy recovery, especially through combustion, reinforcing the importance of integrated strategies for its sustainable use.

Keywords: Dry sewage sludge. Energy potential. Thermal analysis. Thermochemical valorization. Agronomic analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Pilares do saneamento básico previstos pelo novo Marco regulatório do saneamento básico	23
Figura 2 – Objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS)	24
Figura 3 – Sistema unifamiliar de tratamento de esgoto - tanque séptico e filtro anaeróbico.....	26
Figura 4 – Sistemas de lagoas de estabilização de esgoto - lagoa anaeróbia e lagoa facultativa	27
Figura 5 – Sistemas com lodos ativados para tratamento de esgoto - decantador primário e secundário	27
Figura 6 – Sistemas anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto- reator UASB e filtro biológico percolador	28
Figura 7 – Categorização das frações de água no lodo de esgoto úmido.....	39
Figura 8 – Aplicações potenciais do lodo de esgoto após rotas termoquímicas	43
Figura 9 – Área de abrangência dos esgotos tratados na ETE Atuba Sul	59
Figura 10 – Etapas do tratamento do esgoto sanitário da ETE da Atuba Sul até a produção do DSS	60
Figura 11 – Secador rotativo granular de lodo de esgoto da ETE da Atuba Sul, em Curitiba	61
Figura 12 – DSS sendo coletado no monte gerado dentro do contêiner disposta na saída do secador térmico	63
Figura 13 – DSS coletado na ETE Atuba Sul após saída do secador rotativo granular	63
Figura 14 – Precipitação média da cidade de Curitiba do período de nov/22 a out/24	77
Figura 15 – Variabilidade da concentração elementar do DSS ao longo do período de 24 meses.....	85
Figura 16 – Variabilidade da concentração de Al, As, Ba, Ca, Cr e Cu ao longo de 24 meses.....	100
Figura 17 – Variabilidade da concentração de Fe, Hg, K, Li, Mg e Mn ao longo de 24 meses.....	101

Figura 18 – Variabilidade da concentração de Na, P, Si, Sr e Zn ao longo de 24 meses	102
Figura 19 – Análise TGA e DTG da amostra nov/22 com atmosfera de N ₂	105
Figura 20 – Análise TGA e DTG da amostra dez/22 com atmosfera de N ₂	105
Figura 21 – Análise TG e DTG da amostra nov/22 com atmosfera de N ₂ /O ₂	106
Figura 22 – Análise TGA e DTG da amostra dez/22 com atmosfera de N ₂ /O ₂	107
Figura 23 – Análise TGA e DTG da amostra nov/23 com atmosfera de N ₂ /O ₂	108
Figura 24 – Análise TGA e DTG da amostra dez/23 com atmosfera de N ₂ /O ₂	108
Figura 25 – Análise TGA e DTG da amostra jun/24 com atmosfera de N ₂ /O ₂	109
Figura 26 – Análise TGA e DTG da amostra jul/24 com atmosfera de N ₂ /O ₂	110
Figura 27 – Determinação das temperaturas de Ti e Tb para as amostras de nov/22 e dez/22	113
Figura 28 – Determinação das temperaturas de Ti e Tb para as amostras de nov/23 e dez/23	114
Figura 29 – Determinação das temperaturas de Ti e Tb para as amostras de jun/24 e jul/24.....	115
Figura 30 – Gráfico de DSC das amostras em relação a safira e o cadinho vazio..	124
Figura 31 – Gráfico da amostra de nov/22 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min ⁻¹ para determinação de Cp	125
Figura 32 – Gráfico da amostra de dez/22 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min ⁻¹ para determinação de Cp	125
Figura 33 – Gráfico da amostra de nov/23 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min ⁻¹ para determinação de Cp	126
Figura 34 – Gráfico da amostra de dez/23 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min ⁻¹ para determinação de Cp	126
Figura 35 – Gráfico da amostra de jun/24 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min ⁻¹ para determinação de Cp	127
Figura 36 – Gráfico da amostra de jul/24 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min ⁻¹ para determinação de Cp	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores máximos permitidos de substâncias químicas no biossólido.....	29
Tabela 2 – Limites máximos para contaminantes em substrato para plantas, fertilizantes orgânicos e condicionador de solo	30
Tabela 3 – Valores máximos permitidos de substâncias inorgânicas e indicadores microbiológicos no lodo a ser destinado para uso, em solos agrícolas.....	31
Tabela 4 – Comparativo de estudos de caracterização e potencial de aplicação de lodo de esgoto.....	32
Tabela 5 – Estudos de aplicação de lodo de esgoto após processo de secagem em processos termoquímicos	41
Tabela 6 – Registro mensal das coletas e identificação das amostras de lodo de esgoto	64
Tabela 7 – Análises e parâmetros para caracterização do lodo de esgoto	65
Tabela 8 – Equações para cálculo do PCI	69
Tabela 9 – Condições experimentais das análises termogravimétricas	71
Tabela 10 – Análises microbiológicas	75
Tabela 11 – Resultados de análises agronômicas de DSS.....	78
Tabela 12 – Comparação de resultados de análises agronômicas e de poder calorífico com estudos que utilizaram lodo de esgoto	79
Tabela 13 – Resultados de análise elementar das amostras de lodo de esgoto.....	82
Tabela 14 – Resultados do poder calorífico das amostras de lodo de esgoto	86
Tabela 15 – Resultados análises de determinação de metais (Ag – Mg).....	92
Tabela 16 – Resultados análises de determinação de metais (Mn – Zn).....	93
Tabela 17 – Concentração de metais de lodo de esgoto seco de outros estudos em comparação com DSS	95
Tabela 18 – Perda de massa nos eventos das análises termogravimétricas.....	112
Tabela 19 – Ea a partir das temperaturas dos picos das análises TG	119
Tabela 20 – Área do pico endotérmico de amostras do DSS e determinação do Cp	128
Tabela 21 – Resultados das análises microbiológicas de DSS.....	130

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

ETE – Estação de Tratamento de esgoto

ETA – Estação de Tratamento de Água

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

SINISA – Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

MAPA – Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento

IAT - Instituto de água e Terra

DSS – Dry Sewage sludge (Lodo de esgoto seco)

TGA – Análise Termogravimétrica

DTG – Análise Térmica Diferencial

PCS – Poder Calorífico Superior

PCI – Poder Calorífico inferior

Sanepar – Companhia de Saneamento do Paraná

LACAUT – Laboratório de Análises de Combustíveis Automotivos

UASB – Reator anaeróbio de fluxo ascendente

RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado

CF – Carbono fixo

MV – Matéria volátil

DQO – Demanda Química de Oxigênio

NAT – Nitrogênio amoniacal total

NTK – Nitrogênio total Kjeldahl

T_i – Temperatura de ignição

T_b – Temperatura de Burnout

ICP – OES - Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado

EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

ISO – International Organization for Standardization

SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

APHA – American Public Health Association

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Cp – Calor específico

A – Fator pré-exponencial

E_a – Energia de ativação aparente

R – Constante universal dos gases

k – Constante cinética de Arrhenius

t – Tempo

T – Temperatura absoluta

α – Grau de conversão durante um processo térmico

m – Massa da amostra

IDR-Paraná – Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná

SIMEPAR – Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná

SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

RMC – Região Metropolitana de Curitiba

IDH – Índice de Desenvolvimento Humano

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1 JUSTIFICATIVAS	18
1.2 OBJETIVOS	19
1.2.1 Objetivo geral	19
1.2.2 Objetivos específicos.....	19
1.3. CONTRIBUIÇÕES CIENTÍFICAS	20
2. REVISÃO DA LITERATURA	22
2.1 ESGOTO DOMÉSTICO	22
2.1.1 Sistema convencional de tratamento de esgoto	24
2.2 LODO DE ESGOTO	28
2.2.1 Estudos de caracterização e potencial de aplicação do lodo de esgoto	31
2.3 ROTAS TERMOQUÍMICAS DE CONVERSÃO DE ENERGIA PARA APROVEITAMENTO DE LODO DE ESGOTO.....	38
2.3.1 Pré-processamento do lodo de esgoto - secagem térmica	38
2.3.2 Combustão	43
2.3.3 Pirólise.....	47
2.3.4 Gaseificação.....	49
2.4 CARACTERIZAÇÃO TÉRMICA DO LODO DE ESGOTO.....	51
2.4.1 Poder Calorífico.....	51
2.4.2 Análises termogravimétricas	53
2.4.3 Calorimetria Exploratória Diferencial	56
3. MATERIAIS E MÉTODOS	59
3.1 AMOSTRAS DE LODO DE ESGOTO SECO	59
3.2 CARACTERIZAÇÃO DE AMOSTRAS DE LODO DE ESGOTO SECO	65
3.2.1 Análises agronômicas	66
3.2.2 Análises Químicas.....	67
3.2.3 Análises Térmicas	70
3.2.3.2 Análise Termogravimétrica e a Análise Térmica Diferencial	70
3.2.3.3 Análise de Calorimetria Exploratória Diferencial	71
3.2.3.4 Cálculos cinéticos e termodinâmicos	72
3.2.4 Poder Calorífico.....	68

3.2.5 Análises microbiológicas	75
4. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	76
4.1 ANÁLISE DO LODO DE ESGOTO: ENSAIOS AGRONÔMICOS	76
4.2 RESULTADOS DA ANÁLISE ELEMENTAR E PODER CALORÍFICO INFERIOR	81
4.3 RESULTADOS DAS ANÁLISES DE CONCENTRAÇÃO DE METAIS.....	89
4.4 RESULTADOS DAS ANÁLISES TERMOGRAVIMÉTRICAS.....	103
4.4.1 Temperaturas de ignição e de burnout.....	112
4.4.2 Resultados da energia de ativação aparente	118
4.5 RESULTADOS DAS ANÁLISES DE DSC.....	122
4.6 RESULTADOS DAS ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	128
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	133
5.1 RECOMENDAÇÕES FUTURAS	135
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136
APÊNDICE A: INDICADORES SOCIOECONÔMICOS.....	152
APÊNDICE B: TABELAS DOS PICOS DE DTG PARA DETERMINAÇÃO DA ENERGIA DE ATIVAÇÃO APARENTE.....	153
APÊNDICE C: RESULTADO DA ANÁLISE ESTATÍSTICA NO RSTUDIO DAS COMPARAÇÕES ENTRE OS RESULTADOS DE PCI CALCULADOS E O PCI OBTIDO EXPERIMENTALMENTE PELA BOMBA CALORIMÉTRICA.....	161

1. INTRODUÇÃO

A crescente geração de lodo de esgoto tem se tornado um grande desafio mundial e ambiental pois sua destinação final ainda é incerta. São produzidas ao ano em países como os Estados Unidos, por exemplo, aproximadamente 65 milhões de toneladas de lodo de esgoto. Já na China, são produzidas cerca de 29,6 milhões de toneladas anualmente e no Brasil, 0,372 milhões toneladas ao ano (MENEZES, 2022). Por outro lado, esses números poderiam ser mais expressivos, considerando a quantidade significativa de lodo de esgoto que ainda não é tratada, além do fato de que as restrições ambientais para o lançamento de efluentes estão se tornando progressivamente mais rigorosas. No Brasil, de acordo com dados de 2023 coletados pelo Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), 62,3% do esgoto é coletado, e desse total, 78,6% é tratado (SINISA, 2024).

A crescente geração global de lodo de esgoto necessita de mais pesquisas para desenvolver tecnologias inovadoras para seu tratamento, reutilização e descarte ambientalmente compatível. Isso ocorre porque o descarte inadequado de lodo de esgoto, que contém altos níveis de contaminantes, compostos orgânicos tóxicos e organismos patogênicos, pode causar contaminação significativa das águas subterrâneas e do solo, representando ameaças à saúde humana (FENG et al., 2021; SHEN et al., 2025). Assim, o esgoto, quando coletado, ao chegar às ETEs deve passar por etapas convencionais de tratamento e saneamento. Posteriormente, o lodo de esgoto gerado é geralmente enviado para aterros sanitários (GAO et al., 2020). No entanto, dado o alto volume de produção diária de lodo de esgoto, torna-se necessário adotar abordagens que estejam alinhadas aos princípios da economia circular, que propõem a valorização de subprodutos como o lodo de esgoto.

Essa abordagem busca transformar esses subprodutos em insumos úteis, como fontes para recuperação de energia e nutrientes com potencial aplicação na agricultura, contribuindo para a sustentabilidade dos processos de tratamento e para a redução da dependência de recursos primários (GUSIATIN et al., 2024).

No Estado do Paraná já foram realizados estudos de caracterização do lodo para aplicação em rotas alternativas. Por exemplo, uma pesquisa foi realizada com o objetivo de caracterizar os parâmetros físico-químicos do lodo gerado nos meses de fevereiro e março nas ETE dos municípios de Santa Helena e Medianeira. Os autores averiguaram que o lodo estudado possui potencial agrônômico e pode ser destinado ao solo para fornecer bons incrementos agrícolas (FREDDO, 2014). Outros estudos no Estado também apontam resultados promissores, como o de Onofre et al. (2015), que identificaram boa qualidade do lodo quanto a matéria orgânica, nutrientes e baixos níveis de patógenos, e o de Bittencourt et al. (2014), que avaliaram diferentes lotes de lodo de em 4 ETEs de Curitiba, demonstrando viabilidade técnica e segurança para uso agrícola. Além disso, Rietow et al. (2022a) investigaram a secagem térmica de diferentes tipos de lodo, destacando seu potencial para valorização energética.

Os principais desafios no processamento do lodo de esgoto incluem seu alto teor de água, a presença de metais pesados e microrganismos patogênicos (BECKER et al., 2024). Por outro lado, o lodo de esgoto contém muitos componentes combustíveis, como C e H, que são favoráveis à produção de energia (LI et al., 2023). Para aplicação eficaz em tecnologias termoquímicas, como combustão, o teor de umidade do lodo de esgoto deve ser reduzido para menos de 15% (ZHANG et al., 2018). Para isso, são necessários processos de secagem prévios para desidratar o lodo e higienizá-lo. Processos de secagem natural, mecânica e térmica podem ser usados para produzir lodo de esgoto seco (DSS – Dry Sewage Sludge) com baixo teor de umidade (COLLARD et al., 2017). Ademais, o DSS tem poder calorífico maior do que aquele do lodo úmido, o que favorece sua aplicação como gerador de energia e combustível (CHAI, 2007).

A caracterização termoquímica do DSS é importante para o planejamento de unidades industriais de valorização energética, pois permite estimar com precisão o desempenho do combustível ao longo do ano. Como o DSS apresenta variações sazonais em sua composição, conhecer o cenário mais desfavorável de poder calorífico inferior (PCI) é fundamental para evitar subdimensionamento técnico e inviabilidade econômica do projeto (BORA et al., 2020).

No entanto, ainda é incipiente o conjunto de informações sobre o desempenho termoquímico do DSS e sua relação com sua composição. O lodo

de esgoto tem uma matriz heterogênea com alta variabilidade de constituintes em diferentes períodos do ano. E cada lodo de esgoto tem uma composição com diferentes características de queima, ao contrário de combustíveis mais simples, como o carvão (LI et al., 2015).

Ao contrário dos combustíveis tradicionais, como o carvão, o DSS exibe flutuações substanciais em sua composição química e comportamento de combustão ao longo do ano, o que pode dificultar sua utilização em sistemas de geração de energia.

Embora estudos anteriores tenham explorado a utilização termoquímica do lodo de esgoto, ainda há uma lacuna significativa na compreensão do impacto das variações sazonais na composição do DSS em processos como a combustão. Poucas pesquisas, por sua vez, investigaram a cinética térmica detalhada e suas implicações para a otimização desses processos.

A análise termogravimétrica (TGA) tem sido amplamente utilizada para descrever processos térmicos, com base na termogravimetria (TG), termogravimetria derivativa (DTG) e calorimetria diferencial de varredura (DSC). Essas técnicas permitem a avaliação de parâmetros como porcentagem de perda de massa, temperatura de ignição (T_i) e temperatura de queima (T_b) (WANG et al., 2019). Além disso, por meio de equações isoconversionais, parâmetros cinéticos podem ser determinados para eventos TG, como energia de ativação aparente (E_a) (CHEN et al., 2025; OPFERMANN et al., 2002a). Muitos autores investigaram o comportamento do lodo de esgoto em atmosfera de ar sintético e de nitrogênio para uso em processos de combustão, gaseificação e pirólise (CHEN et al., 2021; LI et al., 2015; MAGDZIARZ e WERLE, 2014; NIU et al., 2017; TEZER et al., 2023; WANG et al., 2019, 2021; ZHANG et al., 2025). De forma complementar, as curvas DSC permitem calcular o calor específico (C_p) do lodo de esgoto seco por meio da área de eventos endotérmicos. O C_p foi determinado em estudos usando diferentes biomassas (COLLAZO et al., 2012; LOPES e TANNOUS, 2022). No entanto, essa estratégia tem sido pouco utilizada em estudos usando lodo de esgoto.

A investigação das temperaturas de ignição e queima também é muito importante para entender o comportamento dos efluentes. Por exemplo, um estudo analisou as características de combustão do DSS e observou uma relação entre T_i e T_b com umidade e taxa de aquecimento das amostras (NIU et

al., 2017). A temperatura de ignição é a temperatura mínima na qual um combustível se inflama espontaneamente, ou seja, quando o combustível começa a queimar. Já a temperatura de queima é a temperatura na qual o combustível é completamente consumido. T_i e T_b são propriedades fundamentais para selecionar a biomassa, avaliar seu consumo e projetar equipamentos de combustão (LU; CHEN, 2015).

Investigações por meio das análises acima podem melhorar de forma abrangente a compreensão das características de aplicação do DSS em processos termoquímicos. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a contribuição energética e agronômica do lodo de esgoto seco, proveniente de uma unidade de secagem térmica operando em escala plena em uma Estação de Tratamento de Esgoto de Curitiba – PR, em função de suas propriedades agronômicas, químicas e térmicas, ao longo de um período de 24 meses.

1.1 Justificativas

Este trabalho justificou-se pela necessidade de avaliar o potencial de geração de energia a partir da combustão do lodo de esgoto seco proveniente de uma unidade de secagem operando em escala plena em uma ETE da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), localizada em Curitiba-PR. A proposta consistiu em avaliar a utilização do calor gerado pela queima do lodo seco como fonte de energia para alimentar o próprio secador térmico responsável pela etapa inicial de redução da umidade, que atinge o patamar de cerca de 20%. Após essa etapa, o lodo segue para um combustor a grelha, onde é convertido em cinzas, com redução adicional da umidade para níveis inferiores a 1%, o que contribui para a diminuição do volume, mineralização e facilidade na disposição final. No entanto, foram necessários estudos de caracterização e monitoramento do processo para aprimorar o desempenho energético do lodo e avaliar sua viabilidade como fonte alternativa de energia no próprio sistema de secagem.

Diante disso, esse trabalho tem como pergunta síntese: Qual é a contribuição energética e agronômica do lodo de esgoto seco proveniente da unidade de secagem térmica operando em escala plena em uma ETE de Curitiba

– PR em relação as suas propriedades agronômicas, químicas e térmicas em diferentes períodos, ao longo de 24 meses?

A análise da literatura evidencia uma escassez de estudos que abordem a caracterização do potencial energético do DSS sob condições reais de operação, em períodos prolongados. Nesse contexto, este trabalho busca preencher essa lacuna, fornecendo dados técnicos sobre a viabilidade energética do DSS e seu comportamento ao longo de dois anos de monitoramento, visando à valorização térmica e à sustentabilidade energética do processo.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a contribuição do potencial energético e agronômico do lodo de esgoto seco, proveniente de uma unidade de secagem térmica operando em escala plena em uma Estação de Tratamento de Esgoto de Curitiba – PR, em função de suas propriedades agronômicas, químicas e térmicas, ao longo de um período de 24 meses.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar por meio de análises agronômicas, químicas e térmicas o lodo de esgoto seco gerado na unidade de secagem térmica da ETE sob investigação, uma vez ao mês, durante o período de 24 meses;
- Avaliar a viabilidade de aplicação agrícola do lodo de esgoto seco, com base em sua composição agronômica, química e microbiológica, considerando os parâmetros exigidos para uso no solo.
- Verificar o potencial energético do lodo seco para aplicação em rotas tecnológicas como combustão, pirólise e gaseificação a partir dos resultados nas análises térmicas e do poder calorífico inferior.
- Comparar o poder calorífico inferior do lodo de esgoto seco obtido experimentalmente com os valores calculados por diferentes equações,

visando validar a precisão dos métodos de cálculo para o material analisado.

- Investigar as diferenças do comportamento térmico do lodo de esgoto seco nas atmosferas de nitrogênio e ar sintético.
- Estimar as temperaturas de ignição e burnout do lodo de esgoto seco em diferentes condições, identificando sua influência na viabilidade energética.
- Determinar a energia de ativação do lodo de esgoto seco nas diferentes atmosferas analisadas, utilizando métodos cinéticos aplicados às curvas termogravimétricas.
- Determinar o calor específico do lodo de esgoto seco por meio de análises de DSC, avaliando sua relevância para o desempenho térmico do DSS.
- Associar a composição do DSS à sazonalidade, aos hábitos alimentares e aos indicadores socioeconômicos da região de coleta do lodo de esgoto.

1.3. Contribuições científicas

Este trabalho contribui significativamente para o avanço do conhecimento técnico-científico sobre o lodo de esgoto seco ao apresentar dados abrangentes de caracterização experimental agronômica, química, microbiológica e térmica de amostras provenientes de uma unidade de secagem térmica operando em escala plena em ETE localizada em Curitiba – PR, durante 24 meses. O caráter longitudinal e multiparamétrico do estudo permitiu a análise detalhada da composição do lodo de esgoto seco sob influência da variabilidade sazonal, comportamento alimentar da população e dos indicadores socioeconômicos da região de Curitiba.

A caracterização experimental incluiu parâmetros químicos e térmicos, além de dados cinéticos e termodinâmicos, contribuindo para o entendimento do potencial do lodo como insumo energético em rotas termoquímicas. Simultaneamente, os parâmetros agronômicos e os resultados das análises microbiológicas contribuíram para avaliar seu comportamento ao longo do tempo e sua viabilidade de aplicação no solo.

O principal diferencial deste estudo está na realização de um acompanhamento temporal e contínuo do lodo de esgoto seco proveniente de

secador térmico em plena operação, com análises integradas e contextualizadas. Os dados gerados oferecem suporte técnico para decisões operacionais e formulação de estratégias voltadas à valorização energética e agrícola do lodo de esgoto da região de Curitiba.

2. REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo apresenta uma revisão do estado da arte sobre o lodo de esgoto, seus processos de tratamento, regulamentações e possíveis aplicações. Para isso, é descrita a problemática mundial envolvida com a alta geração do lodo de esgoto, além de abordados o seu tratamento, normas regulamentadoras e sua disposição final. Em seguida, é exposto sobre o lodo de esgoto como biomassa com potencial energético para aplicação em rotas termoquímica. Por fim, são averiguadas as análises térmicas que têm sido aplicadas em estudos recentes para avaliar a contribuição energética do lodo de esgoto.

2.1 Esgoto doméstico

O esgoto doméstico se refere aos dejetos provenientes de residências ou edificações que apresentam banheiros e/ou cozinhas que se encontram dispostos em fossas ou tanques de acúmulo. A constituição do efluente é em sua maioria de água (cerca de 99%) em conjunto com resíduos de hábitos higiênicos e de necessidades fisiológicas. Por conseguinte, o efluente é composto por sólidos suspensos e dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes, como nitrogênio e fósforo, além de organismos patogênicos, como bactérias, vírus, protozoários e helmintos (IBRAHIN, 2015).

A geração de efluente no meio urbano está ligada de forma direta a concentração populacional. Diante disso, em locais mais populosos como as capitais do Brasil, em que há uma demanda maior de empregos, logística e infraestrutura, a geração de efluente é mais volumosa (ANA, 2017). Ainda existem muitas residências, em todo o mundo, que não tem ainda coleta e/ou tratamento de efluente sanitário. A destinação adequada é fundamental para evitar a contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, bem como para impedir a proliferação de doenças (CHERNICHARO et al., 2008).

No Brasil, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) tem a competência para redigir normas de referência a respeito dos serviços de saneamento de acordo com a Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020 que atualiza o Marco legal do saneamento básico. Entre as metas definidas neste Marco está a de universalização do saneamento básico, em que para isso o Brasil deve

fornecer água potável a 99% da população e coleta e tratamento de esgoto a 90% da população, até o final de 2033 (BRASIL, 2020).

O Marco legal do saneamento básico também prevê um conjunto de atividades que promovem a saúde pública, sustentabilidade ambiental, preservação dos recursos hídricos, desenvolvimento social e econômico e qualidade de vida a população. De forma material, o saneamento básico se trata da infraestrutura para transportar água de qualidade às residências, na coleta e tratamento de esgoto, destinação adequada de resíduos sólidos, além da drenagem da água da chuva (SNIS, 2022). Esses pilares que representam o saneamento básico estão descritos na Figura 1.

Figura 1 – Pilares do saneamento básico previstos pelo novo Marco regulatório do saneamento básico



Fonte: BRASIL (2020).

A garantia da disponibilidade de água potável e de saneamento a todos faz parte do objetivo 6: “Água limpa e saneamento”; entre os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) tendo em vista o comprimento da agenda 2030 em que o Brasil acordou com outros países e com a Organização das Nações Unidas (ONU). As ODS (Figura 2) são ações de incentivo e apelo global para cessar a pobreza, preservar o meio ambiente e o clima, além de garantir que todos tenham paz e prosperidade (NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2023).

Figura 2 – Objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS)



Fonte: NAÇÕES UNIDAS BRASIL (2023).

Em 2022, no Brasil, de acordo com dados do último censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população era de 203 milhões de pessoas (IBGE, 2024). Desse montante, cerca de 111,7 milhões de habitantes tem suas residências conectadas a redes de esgoto, com referência aos dados coletados no ano de 2023. Essa população representa 59,7% dos brasileiros, habitando na zona urbana e rural, que tem atendimento com redes de esgotamento sanitário (SINISA, 2024).

No estado do Paraná a população atual é de cerca de 11,8 milhões de pessoas (IBGE, 2024), dentre as quais, atualmente cerca de 75,8% é atendida com coleta de esgoto. De acordo com dados de referência da SINISA de 2023, 99,7% do esgoto coletado dos paranaenses é também tratado. Em relação ao município de Curitiba, capital do Paraná, que possui uma população de exatamente 1.871.789 pessoas, 97,17% do esgoto é coletado (IBGE, 2024). Do efluente coletado, 100% é tratado (SANEPAR, 2024).

2.1.1 Sistema convencional de tratamento de esgoto

Para realizar o tratamento do esgoto, é necessário inicialmente existir uma forma de coleta e transporte até as unidades responsáveis pelo seu tratamento.

Os sistemas de tratamento de esgoto podem ser locais e individuais, que se localizam próximo das residências, ou centralizados, que são os sistemas coletivos, como as ETEs. Ao ser coletado, o esgoto é tratado com finalidades principais remover a alta concentração de matéria orgânica, nutrientes, sólidos em suspensão e organismos patogênicos (CHERNICHARO et al., 2008).

De acordo com Von Sperling (2014), o esgoto gerado em atividades diárias da população ao chegar nas estações de tratamento de esgoto passa por ~~algumas~~ etapas para o seu tratamento convencional e higienização, como:

- Tratamento preliminar: Essa primeira etapa tem como objetivo a remoção de sólidos grosseiros e areia. Para isso são empregados sistemas de gradeamento, desarenadores, que são caixas de areia, e medidores de vazão.
- Tratamento primário: O esgoto chega nessa segunda etapa com muitos sólidos ainda em suspensão, que são menos grosseiros, mas que podem ser removidos por decantadores primários. Estas unidades possibilitam a sedimentação de grande parte dos sólidos suspensos.
- Tratamento secundário: Essa etapa remove a matéria biológica dissolvida e suspensa. Para realizar essa atividade, os microrganismos aeróbios, anaeróbicos e/ou facultativo, são os responsáveis.
- Tratamento terciário: Essa é uma etapa mais avançada e não é realizada em todas as estações de tratamento de esgoto. Esta etapa é realizada para a remoção de substâncias inorgânicas que se encontram ainda concentradas como nitrogênio, fósforo e enxofre, além de organismos patogênicos.

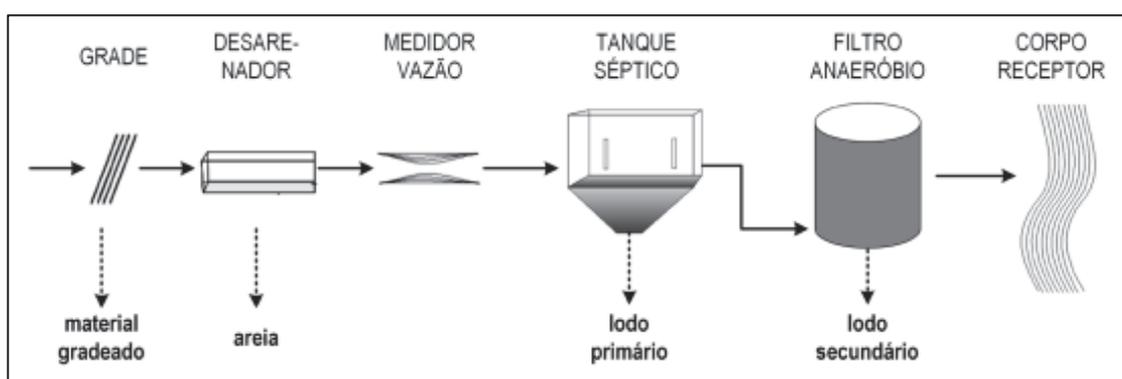
Durante essas etapas de tratamento de esgoto são produzidos diversos resíduos sólidos, os quais devem ser adequadamente gerenciados para não provocar problemas graves de poluição ambiental. Na etapa preliminar é produzido um subproduto bem diverso e complexo, que normalmente é levado para aterros sanitários. Nas outras etapas são gerados os lodos primários e secundários, que concernem basicamente ao lodo de esgoto (BARROS et al., 2022).

O lodo de esgoto gerado nas ETEs pode ser proveniente de alguns sistemas convencionalmente mais empregados, como: A) Sistema unifamiliar

(tanque séptico e filtro anaeróbico); B) Sistemas de lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia e lagoa facultativa); C) Sistemas com lodos ativados (decantador primário e secundário); D) Sistemas anaeróbios e aeróbios (reator UASB e filtro biológico percolador); e E) Sistema anaeróbio com reator UASB seguido por tratamento físico-químico (VON SPERLING, 2014).

A) Sistema unifamiliar: Esse sistema consiste ao efluente passando primeiramente pelo tratamento preliminar e seguindo para o tanque séptico (Figura 3). Esse, tem a função de remover a maioria dos sólidos em suspensão, os quais sedimentam no tanque e realizam o processo de digestão anaeróbica. Depois do tanque séptico, o esgoto entra em filtros anaeróbicos para a degradação complementar da matéria orgânica. Após esta etapa, o esgoto líquido é encaminhado para o corpo receptor e o esgoto sólido passa para unidades de desidratação, para remoção máxima de umidade do lodo, que são geralmente leitos de secagem (CHERNICHARO et al., 2008).

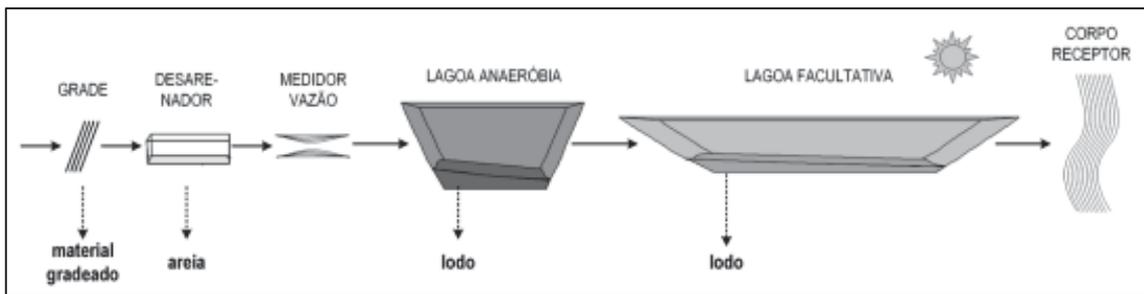
Figura 3 – Sistema unifamiliar de tratamento de esgoto - tanque séptico e filtro anaeróbico



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

B) Sistemas de lagoas de estabilização: Para esse sistema de lagoas, primeiramente é realizado o tratamento preliminar e em seguida o lodo entra em uma lagoa anaeróbia, depois passa por uma lagoa facultativa e por fim entra em lagoas de maturação (Figura 4). As lagoas anaeróbicas e facultativas tem a finalidade de estabilizar a matéria orgânica enquanto as lagoas de maturação, são responsáveis pela eliminação dos organismos patogênicos (VON SPERLING, 2014).

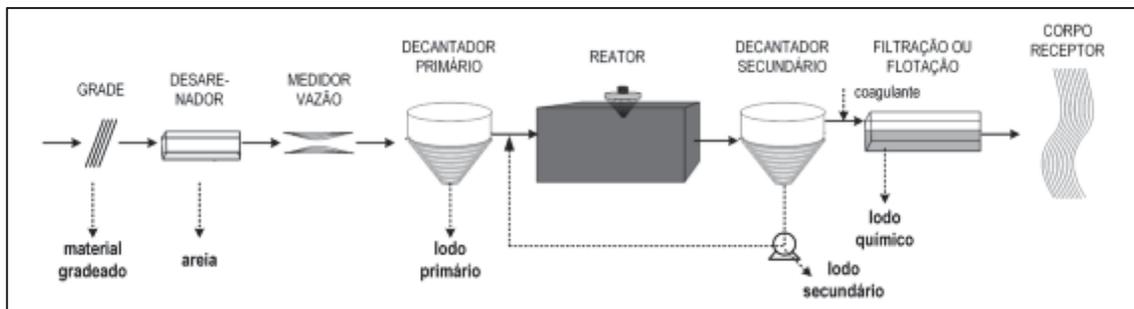
Figura 4 – Sistemas de lagoas de estabilização de esgoto - lagoa anaeróbia e lagoa facultativa



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

C) Sistemas com lodos ativados: Para esse sistema de lodos ativados, primeiramente é realizado o tratamento preliminar, que consiste no gradeamento, desarenador e medidor de vazão. Em seguida, o lodo entra em um decantador primário, passa para um reator e entra em um decantador secundário, antes de passar para uma unidade final de filtração ou flotação (Figura 5) (VON SPERLING, 2014).

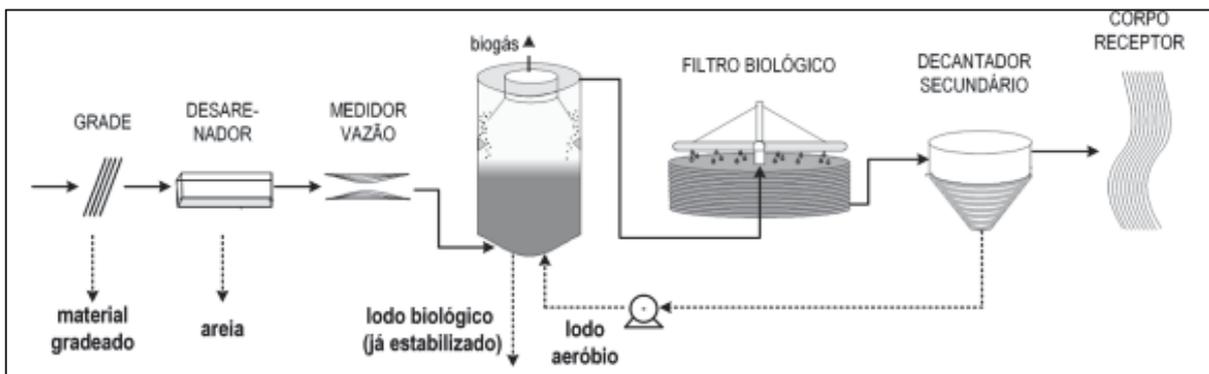
Figura 5 – Sistemas com lodos ativados para tratamento de esgoto - decantador primário e secundário



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

D) Sistemas anaeróbios e aeróbios: Nesse sistema, após passar pelo tratamento preliminar, o lodo é encaminhado para um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) para estabilizar o lodo e gerar biogás. Na sequência o lodo digerido é transferido para um filtro biológico e depois para um decantador secundário (Figura 6) (VON SPERLING, 2014).

Figura 6 – Sistemas anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgoto- reator UASB e filtro biológico percolador



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

E) Sistema anaeróbio com reator UASB seguido por tratamento físico-químico: Nesse sistema após passar pelo tratamento preliminar o esgoto entra no reator UASB para estabilização e produção de biogás. E o lodo gerado é encaminhado para um pós-tratamento físico-químico como flotação a ar dissolvido para remoção de sólidos suspensos, óleos, graxas e outras impurezas flutuantes do efluente (VON SPERLING, 2014). O lodo de esgoto deste estudo é proveniente de uma ETE com esta configuração de tratamento.

2.2 Lodo de esgoto

O lodo de esgoto é o principal subproduto gerado após o tratamento de esgoto doméstico. Com o aumento populacional são geradas quantidades expressivas de lodo de esgoto, os quais contêm geralmente, produtos químicos nocivos e tóxicos, como metais pesados, patógenos e poluentes orgânicos que mesmo após tratamento na ETE, ainda pode contaminar agressivamente o meio ambiente (SALEH KHODAPARASTI et al., 2022).

O lodo de esgoto é um material com alta concentração de carbono, nutrientes e oligoelementos e que precisa passar por um tratamento para remoção de parte de seus contaminantes e desativação de patógenos antes de sua disposição final. O descarte do lodo deve atender os dispositivos legais, para regulamentar o seu gerenciamento e prevenir a poluição dos ambientes receptores (GAHLOT et al., 2022).

A norma brasileira ABNT NBR 10.004/2004 é uma das principais regulamentações para classificação dos resíduos sólidos. De acordo com esta norma, o lodo de esgoto predominantemente doméstico é classificado como Resíduos Classe II A – não inerte. Uma vez que o lodo pode apresentar propriedades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água (ABNT, 2004a). Além dessa norma, existe no Brasil a Lei federal nº 12.305/2010 “Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispondo sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis” (BRASIL, 2010).

Existe também, a Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2022, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que “Estabelece critérios e procedimentos para produção e aplicação de bio sólidos em solos, e dá outras providências”. O bio sólido de acordo com essa resolução é definido como um produto do tratamento do lodo de esgoto sanitário, que atenda a limites microbiológicos e químicos. Ao atender aos critérios estabelecidos em sua resolução o bio sólido pode ser disposto em solos para fins agrícolas (BRASIL, 2020).

O CONAMA estabelece limites máximos de substâncias químicas que podem estar presentes no lodo de esgoto tratado para que possa ser disposto no solo, o qual pode ser classificado como Classe 1 ou Classe 2, de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 – Valores máximos permitidos de substâncias químicas no bio sólido

Substâncias químicas	Valor máximo permitido no bio sólido (mg kg ST ⁻¹)*	
	CLASSE 1	CLASSE 2
Arsênio	41	75
Bário	1300	1300
Cádmio	39	85
Chumbo	300	840
Cobre	1500	4300
Cromo	1000	3000
Mercúrio	17	57

Substâncias químicas	Valor máximo permitido no biossólido (mg kg ST ⁻¹)*	
	CLASSE 1	CLASSE 2
Molibdênio	50	75
Níquel	420	420
Selênio	36	100
Zinco	2800	7500

Fonte: CONAMA (2020).

*ST: Sólidos totais

O Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) estabelece critérios e procedimentos em atos normativos para promover a utilização segura do lodo de esgoto em solos brasileiros (BRASIL, 2016). A Tabela 2 apresenta os limites máximos admitidos para contaminantes em substrato para plantas, fertilizantes orgânicos e condicionador de solo, registrados pelo MAPA.

Tabela 2 – Limites máximos para contaminantes em substrato para plantas, fertilizantes orgânicos e condicionador de solo

Parâmetros	Unidade	Substrato para plantas	Fertilizantes orgânicos e condicionador de solo
Arsênio	mg kg ST ⁻¹	20	20
Cádmio	mg kg ST ⁻¹	8	3
Chumbo	mg kg ST ⁻¹	300	150
Cromo hexavalente	mg kg ST ⁻¹	-	2
Cromo	mg kg ST ⁻¹	500	-
Mercúrio	mg kg ST ⁻¹	2,5	1
Níquel	mg kg ST ⁻¹	175	70
Selênio	mg kg ST ⁻¹	80	80
Coliformes termotolerantes	NMP g ST ⁻¹	1000	1000
Ovos viáveis de helmintos	Nº em 4 g ST ⁻¹	1	1
<i>Salmonella sp.</i>	Nº em 10 g ST ⁻¹	Ausência	Ausência

Fonte: MAPA (2016).

O Instituto de água e Terra (IAT) com a Instrução Normativa N° 28 de abril de 2025 estabelece limites para o uso agrícola de lodo de esgoto higienizado, o

qual pode ser classificado como Classe A ou Classe B (IAT, 2025), de acordo com a Tabela 3.

Tabela 3 – Valores máximos permitidos de substâncias inorgânicas e indicadores microbiológicos no lodo a ser destinado para uso, em solos agrícolas

Parâmetros	Unidade	Classe A	Classe B
Arsênio	mg kg ST ⁻¹	41	75
Bário	mg kg ST ⁻¹	1300	1300
Cádmio	mg kg ST ⁻¹	39	85
Chumbo	mg kg ST ⁻¹	300	840
Cobre	mg kg ST ⁻¹	1500	4300
Cromo	mg kg ST ⁻¹	1000	3000
Mercúrio	mg kg ST ⁻¹	17	57
Molibdênio	mg kg ST ⁻¹	50	75
Níquel	mg kg ST ⁻¹	420	420
Selênio	mg kg ST ⁻¹	36	100
Zinco	mg kg ST ⁻¹	2800	7500
Coliformes termotolerantes (E. coli)	NMP g ST ⁻¹	<10 ³	<10 ⁶
Ovos viáveis de helmintos (Ascaris)	Nº ovo g ST ⁻¹	<0,25	<10
<i>Salmonella sp.</i>	Nº em 10 g ST ⁻¹	Ausência	-

Fonte: IAT (2025).

No entanto, para a sua aplicação como biofertilizante, o lodo precisa ser atenciosamente tratado e caracterizado para que seus nutrientes não ultrapassem os parâmetros seguros para o meio ambiente. Desta forma, tendo em vista o interesse mundial pela aplicação de resíduos e fontes de biomassa renováveis para produção de bioenergia, tem sido pesquisado e investido em tecnologias de conversão de energia limpa a partir do lodo de esgoto como matéria-prima (SALEH KHODAPARASTI et al., 2022).

2.2.1 Estudos de caracterização e potencial de aplicação do lodo de esgoto

A caracterização do lodo gerado em ETEs tem sido objeto de diversos estudos, com a finalidade de avaliar seu potencial de aplicação, tanto em usos agrônômicos quanto energéticos. A Tabela 4 apresenta uma síntese comparativa desses estudos.

Tabela 4 – Comparativo de estudos de caracterização e potencial de aplicação de lodo de esgoto

Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Nº de Amostras	Análises realizadas	Principais resultados das análises	Potencial sobre aplicação do lodo de esgoto
(FREDDO, 2014)	Cidades de Santa Helena e Medianeira – PR	Lagoas de estabilização e Anaeróbio - RALF	2 campanhas de amostragem em cada ponto de coleta	Agronômicas (pH, umidade, matéria orgânica, C, P, K, sólidos totais, fixos e voláteis)	Houve variação entre as amostras coletadas nos dois meses. Algumas apresentaram pH ácido e alta umidade, outras baixos teores de fósforo e potássio. Os demais parâmetros foram satisfatórios.	Potencial agronômico, com necessidade de correções específicas conforme as características observadas.
(BITTENCOURT et al., 2014)	ETEs Belém, Atuba Sul, CIC Xisto e Padilha Sul de Curitiba – PR	Aeróbio e Anaeróbio	99 lotes de lodo (2007–2010)	Agronômicas (Sólidos totais, pH, N Kjeldahl, P, K, Ca, Mg, S, Na, C orgânico, sólidos voláteis), Inorgânicas (Metais pesados: As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Zn)	Lodos aeróbios: maiores teores de N, P, C orgânico e sólidos voláteis. Lodos anaeróbios: maior teor de TS, Mg e menor pH e Ca. Metais pesados: concentrações abaixo dos limites legais.	Potencial para aplicação agrícola, promovendo melhorias no solo, desde que haja controle sanitário, agronômico e ambiental adequado.

Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Nº de Amostras	Análises realizadas	Principais resultados das análises	Potencial sobre aplicação do lodo de esgoto
(ONOFRE et al., 2015)	Cidade de Toledo – PR	-	1 lote de coleta de amostra	Agronômicas (pH, C orgânico, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , P, S, K, Ca, Mg), químicas (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) e microbiológicas	O lodo apresentou pH neutro, bons teores de matéria orgânica e nutrientes, baixos níveis de metais pesados e baixos índices de coliformes e <i>Salmonella sp.</i> Foi classificado como Tipo A, apto para uso agrícola.	Potencial para uso agrícola, desde que haja monitoramento da dinâmica dos componentes no solo.
(CHAN; WANG, 2016)	Cingapura (várias ETEs)	Lodo primário, secundário, bruto, desidratado e seco de tratamento aeróbio	14 amostras de diferentes plantas	Térmica (PCS, capacidade térmica, fusibilidade de cinzas), Química (FR, IM, TI, FTIR, CHNSO, XRF)	Proposta de abordagem precisa para determinação do PCS, considerando a influência de inorgânicos.	Potencial para aplicações em processos termoquímicos como combustão, pirólise e gaseificação, desde que se considere sua composição inorgânica.
(SCHAUM et al., 2016)	Alemanha (várias ETEs municipais)	Lodo primário, secundário e digerido de	1 lote de coleta de amostras de	Química (C, H, N, S, O, DQO e Sólidos voláteis)	Estimativa do poder calorífico via DQO é mais prática e confiável para uso em ETEs, enquanto sólidos	Potencial para incineração e aproveitamento térmico, desde que se use o método

Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Nº de Amostras	Análises realizadas	Principais resultados das análises	Potencial sobre aplicação do lodo de esgoto
		tratamento anaeróbio			voláteis e composição elementar exigem ajustes e têm limitações.	adequado de caracterização.
(RAVEENDRAVA RRIER et al., 2020)	NIT Calicut, Índia	Lodo anaeróbio coletado em tanques de secagem	1 lote de coleta de amostras	Térmica (Densidade, condutividade térmica, poder calorífico), Química (FTIR, ICP-OES, XRD)	Alta umidade, alto teor de cinzas e presença de metais pesados e óxidos ácidos, exigindo pré-tratamento e aditivos.	Potencial para uso em processos termoquímicos (como pirólise e gaseificação), mas requer secagem e controle de contaminantes.
(SANTANA et al., 2021)	ETE na região de Campinas – SP	Anaeróbio - UASB	2 amostras no intervalo de 10 meses	Química para determinação de 174 compostos orgânicos e 3 fármacos	Foram detectados compostos como tolueno, cresóis e fenol, além de fármacos como ciprofloxacino, diclofenaco e enrofloxacina. Uma das amostras apresentou concentrações de fenol e cresóis acima do permitido pela legislação.	Lodo da coleta A é potencialmente seguro para uso agrícola; Lodo da coleta B apresenta riscos ambientais e não deve ser aplicado ao solo

Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Nº de Amostras	Análises realizadas	Principais resultados das análises	Potencial sobre aplicação do lodo de esgoto
(SILVA, 2021)	Universidade Federal da Fronteira Sul – Cidade de Erechim – RS	Aaeróbio com reator de lodo ativado	1 amostra	Agronômicas (umidade, sólidos), microbiológicas e químicas (metais pesados).	Lodo apresentou alto teor de matéria orgânica e nutrientes primários, mas baixos teores de nutrientes secundários. Coliformes termotolerantes estavam acima do limite para classe A, mas houve ausência de <i>Salmonella sp.</i> Metais pesados estavam dentro dos limites legais.	Potencial como condicionador de solos, especialmente em áreas degradadas.
(RAVEENDRAVA RRIER et al., 2020)	ETE em Astana, Cazaquistã o	-	1 lote de coleta de amostras	Agronômicas (umidade, matéria volátil, cinzas e carbono fixo) e térmicas (TGA, poder calorífico)	O lodo apresentou alto teor de matéria volátil e baixo carbono fixo, com poder calorífico comparável ao carvão.	Potencial energético comparável ao carvão para aplicação em rota de combustão.
(ALONSO et al., 2024)	ETEs Alegria, Barra da Tijuca, Ilha	Anaeróbio	3 a 8 amostras por ETE ao longo de 2 anos	Agronômicas (Matéria orgânica, pH, N, P, K) e	As amostras apresentaram teores adequados de nutrientes e matéria orgânica, com metais	Potencial agronômico devido ao alto teor de nutrientes e matéria orgânica, mas foi indicada a necessidade

Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Nº de Amostras	Análises realizadas	Principais resultados das análises	Potencial sobre aplicação do lodo de esgoto
	do Governado r e Sarapuí do Rio de Janeiro – RJ			químicas (metais pesados).	pesados abaixo dos limites legais.	realização de análises microbiológicas antes da aplicação agrícola.
(LIU et al., 2024)	6 ETES de Hefei, Anhui, China	-	1 lote de coleta de amostras em cada uma das 6 ETES	Agronômicas (Umidade, matéria volátil, cinzas e carbono fixo), térmica (TGA) e químicas C, N, H, S, O, Proteína, lipídios, celulose, hemicelulose, lignina e açúcares solúveis)	O lodo de esgoto apresentou características típicas de resíduos orgânicos com alto teor de cinzas e baixa fração de carbono fixo.	Potencial energético significativo, sugerindo seu uso como fonte complementar de energia térmica e valorização de resíduos.

No contexto agronômico, os estudos frequentemente destacam a presença de nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica, além da conformidade com os limites legais para metais pesados e patógenos. Tais características tornam o lodo um potencial condicionador de solos, especialmente em áreas degradadas ou com baixa fertilidade. No Brasil, pesquisas como as de Alonso et al. (2024), Silva (2021), Onofre et al. (2015) e Bittencourt et al. (2014) evidenciam esse potencial, com destaque para o estado do Paraná. No entanto, limitações como a presença de contaminantes orgânicos e a variabilidade sazonal das amostras (FREDDO, 2014) reforçam a necessidade de monitoramento contínuo e criterioso.

Em paralelo, cresce o interesse internacional pelo aproveitamento energético do lodo de esgoto, especialmente por meio de rotas termoquímicas como combustão, pirólise e gaseificação. Estudos conduzidos em países como Alemanha, Cingapura, Índia, Cazaquistão e China demonstram que o lodo, quando adequadamente higienizado e submetido à secagem eficiente, pode atingir poder calorífico próximo ao de carvões de baixa qualidade, além de características favoráveis à conversão térmica. Esses trabalhos utilizam técnicas como TGA, espectroscopia, análise elementar e determinação do poder calorífico, permitindo uma avaliação mais precisa do comportamento térmico do material.

Observa-se, a partir do conjunto de estudos apresentados, que enquanto algumas pesquisas priorizam a avaliação agronômica com foco em nutrientes e segurança sanitária, outras exploram o potencial energético do material, considerando parâmetros como matéria volátil, carbono fixo e poder calorífico. Há também abordagens que integram ambas as dimensões, como no caso de Rietow et al. (2022a), que avaliam simultaneamente a eficiência da secagem térmica com biogás e a adequação microbiológica para uso agrícola.

Dessa forma, evidencia-se a importância de abordagens integradas e de longo prazo na caracterização do lodo de esgoto. O presente trabalho, ao realizar uma caracterização abrangente ao longo de 24 meses, contribui para esse panorama ao oferecer uma base robusta para a avaliação de múltiplas rotas de valorização. Ao integrar aspectos agronômicos e energéticos, esta pesquisa

propõe uma abordagem mais holística e sustentável para a gestão do lodo de esgoto, alinhada às diretrizes de economia circular e transição energética.

2.3 Rotas termoquímicas de conversão de energia para aproveitamento de lodo de esgoto

2.3.1 Pré-processamento do lodo de esgoto - secagem térmica

Após as etapas convencionais de tratamento de esgoto, que visam à remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos da água residual, o lodo gerado nos processos de sedimentação e tratamento biológico permanece como um subproduto de alta umidade, podendo atingir até 98% em massa e conseqüentemente de grande volume. Para viabilizar sua disposição final de forma segura e eficiente, esse material pode ser submetido a etapas complementares de higienização e redução de volume como desaguamento, por meio de centrífugas seguidas de secagem térmica, que é uma das alternativas mais promissoras. Essa técnica permite a remoção de grande parte da umidade residual e contribui para a estabilização sanitária do lodo, favorecendo seu aproveitamento agrícola ou energético. Isso se deve ao fato de que a elevada presença de água no lodo de esgoto reduz substancialmente o seu poder calorífico (RIETOW et al., 2022b).

A água presente no lodo de esgoto pode ser classificada em quatro categorias distintas: água livre ou bulk; água intersticial; água vicinal ou superficial; e água quimicamente ligada ou de hidratação. Essa categorização é fundamental para compreender os diferentes níveis de energia necessários para a remoção da umidade e, conseqüentemente, para o planejamento de estratégias de secagem mais eficientes (SYED-HASSAN et al., 2017).

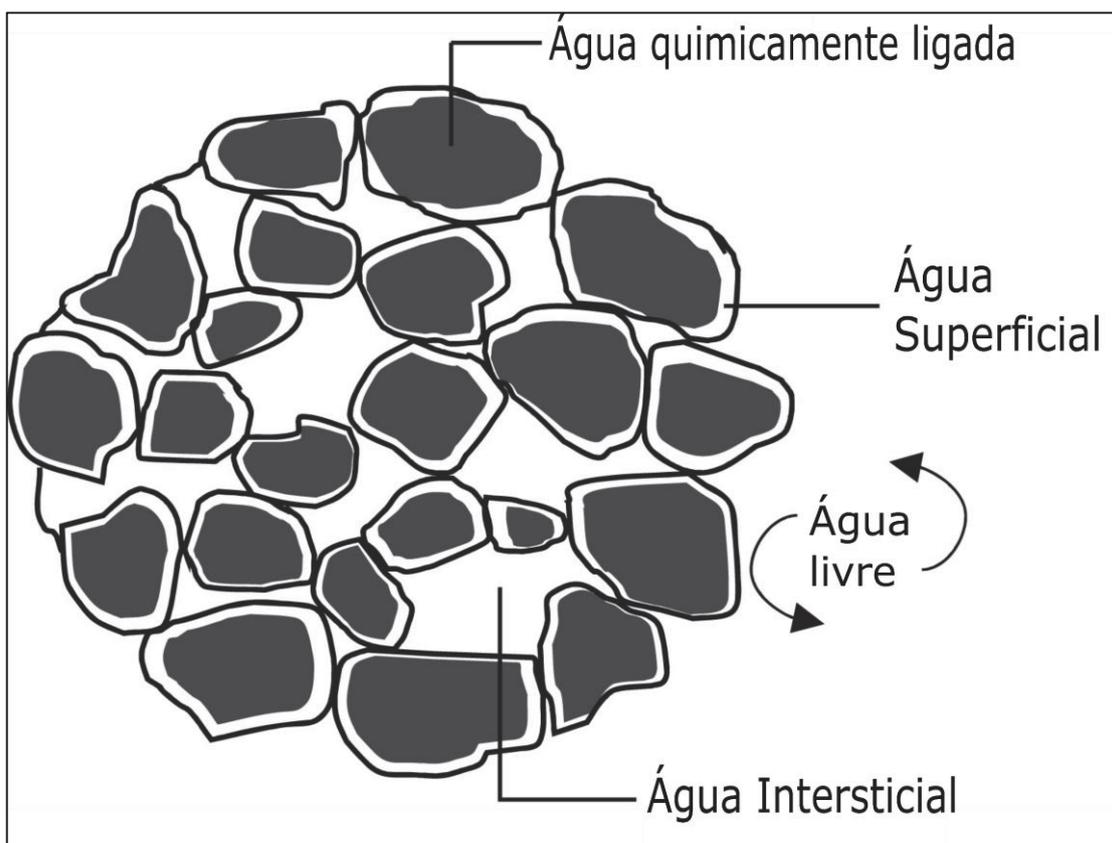
A água livre é aquela que não está associada às partículas sólidas e pode ser removida com relativa facilidade por processos físicos como drenagem, espessamento ou desaguamento mecânico. Já a água intersticial encontra-se retida nos espaços entre os flocos e micro-organismos, podendo ser parcialmente convertida em água livre mediante a ruptura dessas estruturas.

Ambas as frações são geralmente removidas por métodos mecânicos convencionais, como centrífugas e prensas de correia (CHAN; WANG, 2016).

A água superficial, por sua vez, é composta por camadas de moléculas de água fortemente adsorvidas à superfície das partículas sólidas por ligações de hidrogênio. Sua remoção só é possível por meio de secagem térmica, uma vez que não se desloca livremente mesmo após a eliminação das restrições físicas. A água quimicamente ligada está incorporada na estrutura de compostos como hidróxidos metálicos (por exemplo, $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Ca}(\text{OH})_2$), sendo removida apenas por reações de desidratação térmica que alteram a composição do material (SYED-HASSAN et al., 2017).

A Figura 7 ilustra esquematicamente as quatro formas de retenção de água no lodo, destacando sua localização estrutural e implicações energéticas para a secagem.

Figura 7 – Categorização das frações de água no lodo de esgoto úmido



Fonte: Syed-Hassan et al. (2017).

A água livre se refere a fração mais externa e facilmente removível, seguida pela água intersticial entre os flocos, a água superficial aderida às superfícies das partículas, e, por fim, a água quimicamente ligada no interior da estrutura sólida. Essa representação visual reforça a complexidade do processo de secagem e a necessidade de abordagens específicas para cada tipo de água presente (SYED-HASSAN et al., 2017).

A secagem térmica pode ocorrer até temperaturas de aproximadamente 300 °C, promovendo a evaporação da água livre, intersticial e da superficial (SPIEWAK, 2024). Essa etapa é essencial para viabilizar os processos subsequentes, caso o lodo de esgoto seco seja submetido a processos de conversão de energia (LI et al., 2023).

Diante desse contexto, a busca pela produção de energia limpa e sustentável tem sido uma responsabilidade cobrada ao mundo todo pelas Nações Unidas (ONU), pois também faz parte dos objetivos de desenvolvimento sustentável, como ODS 7: Energia limpa e acessível (NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2023). Em vista disso, existem processos de conversão de bioenergia que podem ser realizados por meio de operações térmicas, biológicas e mecânicas. As tecnologias térmicas têm sido as mais promissoras para conversão de biomassa, como lodo de esgoto seco, sendo que as mais investigadas são a combustão, a pirólise e a gaseificação (SALEH KHODAPARASTI et al., 2022).

Diversos estudos têm investigado a aplicação do lodo de esgoto seco em rotas termoquímicas, destacando a importância da etapa de secagem térmica como pré-tratamento, conforme resumo da Tabela 5.

A maioria dos estudos utilizou lodo digerido anaerobiamente, com secagem térmica convencional ou em estufa, reduzindo a umidade para valores inferiores a 10% (ALVAREZ et al., 2015; GIL-LALAGUNA et al., 2014; WANG et al., 2021). Essa redução é fundamental para aumentar o rendimento energético e evitar reações secundárias indesejadas, como o craqueamento catalítico promovido pelas cinzas (ALVAREZ et al., 2015).

Tabela 5 – Estudos de aplicação de lodo de esgoto após processo de secagem em processos termoquímicos

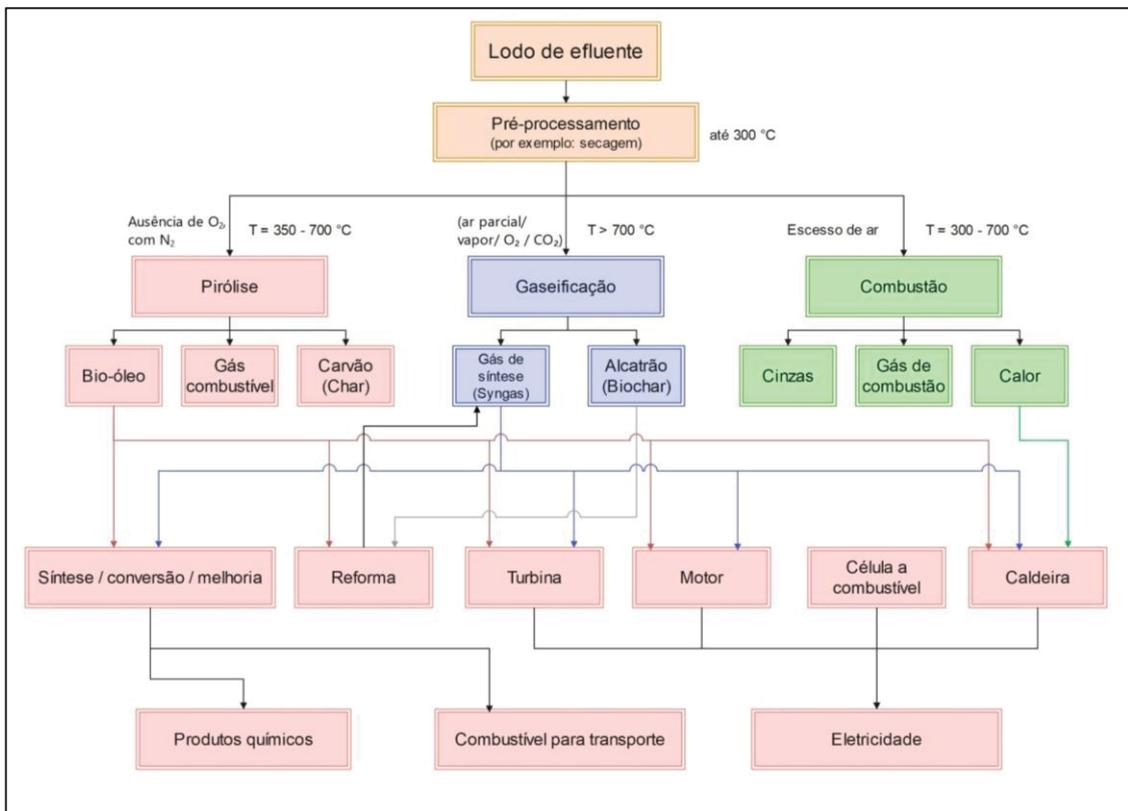
Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Tipo de secagem	Objetivo da secagem	Processo termoquímico	Principais resultados
Gil-Lalaguna et al. (2014)	ETE na Barcelona, Espanha	Anaeróbio	Secagem térmica	Redução de umidade de 65% para 6,5%; melhora a eficiência energética da gaseificação	Gaseificação com ar-vapor (770 – 850 °C) e Pirólise (530 °C)	Gaseificação direta do lodo seco é energeticamente viável com Eficiência energética de 58% a 87%; O uso do líquido pirolítico como combustível é promissor, mas requer melhorias em estabilidade e composição (alto teor de nitrogênio).
Alvarez et al. (2015)	ETE na Barcelona, Espanha	Anaeróbio	Secagem térmica	Redução de umidade de 65% para 5,6%; melhora a eficiência energética da pirólise e evita reações secundárias	Pirólise rápida em reator de leito jorro cônico	Pirólise rápida é eficiente; remoção contínua do char é essencial; líquido rico em fenóis e compostos nitrogenados
Wang et al. (2020)	ETE em Hefei, China	-	Secagem natural (1 mês) + estufa (105 °C, 24 h)	Redução de umidade inicial; garante remoção da umidade residual antes da combustão	Co-combustão com casca de arroz	Co-combustão melhora eficiência térmica e qualidade da combustão; melhor desempenho com 30% de casca de arroz (RH)

Estudo	Local da ETE	Tipo de tratamento	Tipo de secagem	Objetivo da secagem	Processo termoquímico	Principais resultados
Wang et al. (2021)	ETEs em Taiyuan, China	Anaeróbio (processo A2O)	Secagem em estufa (105 °C, 48 h)	Redução de umidade; melhora a eficiência da co-combustão com lama de carvão	Co-combustão com lama de carvão	Co-combustão melhora ignição e queima final; reduz escorificação; melhor desempenho com 40% de lama de carvão (CS)
Rietow et al. (2022)	ETE no Sul do Brasil	Anaeróbio (reatores UASB)	Secador rotativo, 200–250 °C, uso de biogás	Redução de massa em ~80%; ST final de 80–86%; higienização para uso agrícola	Secagem térmica com potencial para valorização energética ou uso agrícola	Uso de biogás como fonte energética torna o processo mais sustentável e viável em ETEs brasileiras
Liu et al. (2024)	Seis ETEs na China	-	Liofilização	Preserva componentes orgânicos; garante material seco e homogêneo para pirólise	Pirólise por micro-ondas	Pirólise por micro-ondas é eficaz para converter lodo em bio-óleo rico em compostos nitrogenados e fenóis

A liofilização, por sua vez, foi empregada para preservar compostos orgânicos voláteis em pirólise por micro-ondas (LIU et al., 2024). Esses estudos reforçam que a escolha da estratégia de secagem e da rota termoquímica deve considerar a composição do lodo e os objetivos de valorização energética.

O fluxograma da Figura 8, ilustra as principais rotas termoquímicas aplicadas ao tratamento do lodo de esgoto, destacando a etapa de pré-processamento, pirólise, gaseificação e combustão, bem como os produtos gerados e suas aplicações potenciais energéticas e químicas.

Figura 8 – Aplicações potenciais do lodo de esgoto após rotas termoquímicas



Fonte: Adaptado de Syed-Hassan et al. (2017).

Após o pré-tratamento térmico, o lodo apresenta características físico-químicas adequadas para ser submetido a diferentes rotas termoquímicas, como discutido nas seções seguintes

2.3.2 Combustão

A combustão do lodo de esgoto ocorre na presença de oxigênio em excesso, com temperaturas que variam entre 300 °C e 950 °C, dependendo do tipo de reator e das condições operacionais. Essa faixa de temperatura é suficiente para promover a oxidação da matéria orgânica e a liberação de calor, que pode ser convertido em eletricidade por meio de ciclos térmicos convencionais (LI et al., 2023).

No entanto, durante o processo de combustão, a presença de bolsas de ar, resultantes de um fornecimento irregular de oxigênio ou de uma distribuição térmica heterogênea na superfície do lodo, favorece a ocorrência de pirólise — um processo de decomposição térmica limitado pela disponibilidade de oxigênio — concomitantemente à incineração. A combustão, portanto, configura-se como um fenômeno complexo, não restrito à geração de dióxido de carbono e água (FOLGUERAS et al., 2013).

A formação de subprodutos durante a combustão do lodo está diretamente relacionada a fatores como tempo de residência, temperatura, mistura, turbulência e composição do material. Para que o processo seja eficiente, é necessário tempo suficiente para que as reações exotérmicas elevem a temperatura do sistema. A ausência dessas condições pode resultar em combustão incompleta e emissão de poluentes, como monóxido de carbono (CO). A ignição do lodo exige uma temperatura mínima, e temperaturas superiores a 1100 °C favorecem a formação de óxidos de nitrogênio (NO_x). A turbulência influencia a mistura entre oxigênio e combustível, sendo sua deficiência um fator que pode levar à oxidação parcial ou à pirólise. Adicionalmente, os metais presentes no lodo podem originar óxidos metálicos durante a queima (LIEW et al., 2021). Esses óxidos, particularmente os de metais alcalinos como sódio, potássio e cálcio, podem atuar como catalisadores no processo de combustão. Sua elevada capacidade de absorção de oxigênio favorece o transporte desse elemento até a superfície do carbono, acelerando as reações de oxidação. Dessa forma, a presença desses compostos inorgânicos pode contribuir significativamente para o aumento da taxa de combustão e para a eficiência térmica do processo (WANG et al., 2019).

Além dos gases e subprodutos voláteis gerados durante a combustão, esse processo também resulta na formação de um material sólido. Esse material,

frequentemente enriquecido com fósforo, apresenta potencial para uso como fonte secundária desse nutriente. No entanto, para que sua aplicação em contextos agrícolas ou industriais seja viável, é imprescindível que os metais pesados presentes, como arsênio, cádmio, cromo, mercúrio, níquel, chumbo e antimônio sejam devidamente estabilizados ou removidos (SPIEWAK, 2024).

Diversos estudos recentes têm explorado estratégias para melhorar a eficiência energética e a sustentabilidade ambiental da combustão de lodo de esgoto. Qin et al. (2021), utilizaram lodo de esgoto proveniente de uma ETE no norte da China, previamente seco em estufa a 105 °C por 24 horas, com umidade residual de 4,17%. O estudo analisou a co-combustão de carvão betuminoso (CB) com palha de arroz (PA) e lodo de esgoto por meio de análise TGA. Os resultados mostraram que a adição de PA melhora significativamente a inflamabilidade e o desempenho térmico da mistura, enquanto a adição de lodo de esgoto, especialmente acima de 20%, reduz os índices de inflamabilidade e combustão, dificultando a ignição e a estabilidade da queima. O poder calorífico líquido do lodo de esgoto foi de 6,58 MJ kg⁻¹, inferior ao da PA (12,68 MJ kg⁻¹) e ao do CB (21,25 MJ kg⁻¹). Os valores de Ti e Tb do lodo de esgoto foram 205 °C e 759 °C, respectivamente, indicando combustão mais tardia e prolongada em comparação ao carvão.

Hsuan e Hou (2024) utilizaram lodo de esgoto coletado em ETE em Taiwan, seco em estufa a 105 °C por 10 horas. O estudo investigou a co-combustão do lodo com carvão sub-betuminoso sob atmosferas enriquecidas com oxigênio (O₂/CO₂), simulando condições de combustão com captura de carbono. A mistura com 20% de lodo de esgoto e 80% de carvão apresentou comportamento térmico semelhante ao do carvão puro, com melhorias nos índices de combustão e redução nas temperaturas de ignição e exaustão à medida que a concentração de oxigênio aumentava. O PCS do carvão foi de 26,71 MJ kg⁻¹, enquanto o do lodo de esgoto foi de 10,68 MJ kg⁻¹. Os valores de Ti e Tb do lodo de esgoto foram 249,4 °C e 767,6 °C, respectivamente, e variaram conforme a proporção da mistura, sendo que maiores teores de lodo de esgoto reduziram Ti devido ao maior conteúdo de voláteis e aumentaram Tb em função da presença de componentes com combustão mais lenta.

Shi et al. (2022) utilizaram lodo de esgoto com alto teor de umidade e cinzas para avaliar os efeitos catalíticos de metais alcalinos e alcalino-terrosos na combustão misturado com carvão. Os resultados mostraram que concentrações ideais (cerca de 2% em massa) de K e Na reduzem o tempo de ignição e aumentam a temperatura de combustão, promovendo efeitos sinérgicos significativos entre 350 e 530 °C. Posto isso, os autores destacaram que a presença de metais na cinza do lodo de esgoto atua como catalisador, melhorando a eficiência da combustão e a liberação de energia.

Zhang et al. (2025) utilizaram lodo de esgoto proveniente de tratamento aeróbio e seco em estufa a 105 °C por 24 horas. O estudo propôs uma abordagem alternativa ao estudar a combustão por incandescência (smoldering) do lodo de esgoto. Utilizando um novo método cinético isoterma (SIFM), os autores demonstraram que esse processo é altamente sensível à taxa de fluxo de ar e que o SIFM fornece parâmetros cinéticos mais representativos do que métodos tradicionais. O PCS do lodo foi de 10,24 MJ kg⁻¹, valor compatível com aplicações térmicas sustentáveis. Os valores de T_i e T_b foram 236,3 °C e 719,1 °C, respectivamente, indicando boa reatividade térmica e queima prolongada, características desejáveis para processos de combustão lenta com recuperação energética.

Hao et al. (2018) utilizaram lodo de esgoto coletado em Yongin, Coreia do Sul, com umidade inicial de 67,10% (base úmida), tratado por secagem biológica (biodrying) e por secagem térmica em estufa a 105 °C por 24 horas. O estudo investigou os efeitos do biodrying — processo de secagem biológica que utiliza o calor gerado pela atividade microbiana para reduzir a umidade — sobre o lodo de esgoto e sua combustão subsequente. Após sete dias de biodrying, observou-se uma redução de quase 50% na umidade e um aumento de 37,87% no PCI, passando de 3,89 MJ kg⁻¹ para 5,36 MJ kg⁻¹. O lodo de esgoto tratado por biodrying apresentou T_i de 229,9 °C e T_b de 470,3 °C, enquanto o lodo seco termicamente apresentou T_i de 223,8 °C e T_b de 484,1 °C. E o índice de combustibilidade do lodo biodryado foi superior ao do seco indicando melhor desempenho térmico.

Wang et al. (2024) utilizaram lodo de esgoto proveniente de ETE em Taiyuan, China, com umidade de 4,17%, seco em estufa a 105 °C por 24 horas.

O estudo aprofundou a análise da co-combustão de lodo de esgoto com diferentes tipos de carvão. O poder calorífico do lodo de esgoto foi de 6,48 MJ kg⁻¹, enquanto os diferentes tipos de carvão apresentaram valores mais elevados, refletindo sua maior densidade energética. Os valores de T_i e T_b do lodo de esgoto foram 257,2 °C e 647,9 °C, respectivamente. A análise revelou que voláteis e minerais presentes no lodo de esgoto são os principais fatores de interação, podendo tanto catalisar quanto inibir a combustão do carvão, dependendo da sua proporção. O estudo destaca a importância de ajustes finos na formulação das misturas para maximizar a sinergia e minimizar os efeitos adversos.

Considerando os relatos da literatura, o lodo de esgoto tem sido amplamente reconhecido como um substrato viável para geração de energia por meio da rota de combustão, devido à sua elevada concentração de matéria orgânica e poder calorífico significativo. A combustão, além de permitir a recuperação energética, contribui para a redução do volume de lodo destinado ao descarte e para a remoção de contaminantes.

No entanto, apesar dos avanços observados em estudos recentes, como os de Qin et al. (2022), Hsuan & Hou (2023) e Wang et al. (2024), ainda persistem lacunas quanto ao desempenho térmico do lodo de esgoto em função de sua composição. Isso se deve, em grande parte, à variabilidade sazonal e regional das características do lodo, que resulta em uma matriz heterogênea composta por diferentes proporções de voláteis, cinzas e metais. Cada fração apresenta comportamento térmico distinto, o que torna o lodo de esgoto um combustível mais complexo do que materiais homogêneos como o carvão (LI et al., 2015).

2.3.3 Pirólise

Na ausência de oxigênio, o lodo de esgoto seco é submetido à pirólise, geralmente entre 350 °C e 700 °C, resultando na decomposição térmica dos compostos orgânicos e na formação de três frações principais: bio-óleo, gás combustível e carvão pirolítico (char) (SYED-HASSAN et al., 2017). O bio-óleo, embora apresente desafios relacionados à sua estabilidade e ao elevado teor de compostos oxigenados e nitrogenados, pode ser refinado ou co-processado com

derivados fósseis para a produção de combustíveis líquidos ou insumos químicos (CAO et al., 2024). O gás combustível é rico em H_2 , CO e CH_4 , podendo ser utilizado diretamente para geração de calor ou eletricidade (VERSHININA et al., 2022). O char possui elevada porosidade, estabilidade química e grupos funcionais superficiais, o que o torna adequado para aplicações ambientais, como adsorvente de poluentes orgânicos e inorgânicos em solos e águas, além de atuar como condicionador de solo (CAO et al., 2024).

Chen et al. (2021), estudaram a pirólise em baixa temperatura (300–500 °C) de lodo de esgoto proveniente da ETE de Bailonggang, em Xangai, China. O lodo foi obtido tratamento aeróbio de lodo ativado. O material foi liofilizado antes da pirólise. A 300 °C, cerca de 60% da energia do lodo foi convertida em biochar, com eficiência energética decrescendo para 34% a 500 °C. O poder calorífico do biochar variou de 11,5 $MJ\ kg^{-1}$ (a 300 °C) até 8,2 $MJ\ kg^{-1}$ (a 500 °C), enquanto o lodo original apresentava 12,5 $MJ\ kg^{-1}$. A pirólise também reduziu significativamente os teores de nitrogênio e enxofre, melhorando a qualidade do combustível sólido.

Em outro estudo foi realizada a co-pirólise de lodo de esgoto com polietileno de alta e baixa densidade, após secagem a 105 °C por 24 horas. O lodo foi coletado na ETE de Dengjiacun, em Xi'an, China, e foi descrito como proveniente de uma mistura de esgoto doméstico, pluvial e industrial. As reações ocorreram entre 500 e 700 °C. A adição de polietileno de alta densidade aumentou a eficiência do processo, com destaque para a produção de bio-óleo com maior fração de hidrocarbonetos. O poder calorífico do bio-óleo alcançou até 34,7 $MJ\ kg^{-1}$ com catalisador, em comparação a 25,7 $MJ\ kg^{-1}$ sem catalisador. A eficiência energética (CGE) aumentou com a temperatura, atingindo 39,6% a 1000 °C para o lodo primário (MA et al., 2024).

Na pesquisa de Messaoudi et al. (2024), o lodo de esgoto utilizado para pirólise, com 79% umidade, foi proveniente da ETE de Benguerir, onde foi submetido a tratamento aeróbio de lodos ativados. A pirólise foi conduzida até 1050 °C, com quatro estágios distintos de decomposição. A energia de ativação média foi elevada, variando entre 413,4 e 419,6 $kJ\ mol^{-1}$, conforme os modelos cinéticos aplicados (KAS, FWO e Starink). O poder calorífico do lodo foi de 15,1

MJ kg⁻¹, superior ao de muitos materiais orgânicos como outros lodos de esgoto (11,8–13,1 MJ kg⁻¹) e comparável ao da palha de arroz (15,1 MJ kg⁻¹).

Liang et al. (2024) investigaram as características e a cinética da pirólise de lodo de esgoto (SS) sob diferentes condições de transferência de calor e massa. Os resultados mostraram que, sob aquecimento convencional (com TGA), a pirólise do lodo ocorre em múltiplas etapas, com E_a crescente ao longo da conversão, atingindo até 660,6 kJ mol⁻¹. Em contraste, com análise em uma versão aprimorada de reação rápida (FR-TGA), que simula as condições de leito fluidizado com alta taxa de transferência térmica, reduziu significativamente a E_a (até 2–13% dos valores obtidos por TGA), simplificando o modelo cinético para até duas etapas. Além disso, a presença de umidade no lodo promoveu a pirólise, reduzindo ainda mais a energia de ativação e o número de etapas reacionais, possivelmente por facilitar a formação de estruturas microporosas e aumentar os caminhos de reação. O estudo destaca a importância que a taxa de transferência de calor e massa exerce influência decisiva sobre a cinética e o comportamento da pirólise do lodo de esgoto.

E no estudo de Oh et al. (2023) foi estudada a pirólise assistida por micro-ondas de três tipos de lodo: lodo primário, lodo ativado e lodo digerido, todos provenientes da ETE em Seul, Coreia do Sul. Como preparo, os lodos foram secos e misturados com carvão de silício para viabilizar o aquecimento por micro-ondas, atingindo temperaturas de 600, 800 e 1000 °C. A eficiência energética aumentou com a temperatura, alcançando cerca de 39% a 1000 °C. O poder calorífico do lodo variou entre 12 e 18 MJ kg⁻¹, sendo que o lodo proveniente de tratamento de lodo ativado apresentou os maiores resultados, seguido do lodo primário e com menores resultados o lodo proveniente de digestão anaeróbia prévia. Os autores relataram que esses valores, indicam viabilidade energética para conversão térmica via pirólise assistida por micro-ondas.

2.3.4 Gaseificação

A gaseificação, realizada em atmosfera com suprimento limitado de agentes oxidantes (O₂, CO₂ ou vapor d'água), opera tipicamente entre 700 °C e

1000 °C e tem como principal produto o gás de síntese (syngas), composto majoritariamente por H₂ e CO, além de biochar como subproduto (SPIEWAK, 2024). O syngas pode ser utilizado diretamente em turbinas, motores ou células a combustível para geração de eletricidade, oferecendo maior eficiência energética e menores emissões de poluentes em comparação à combustão direta (LI et al., 2023). Alternativamente, esse gás pode ser convertido em combustíveis líquidos, como metanol, etanol, gasolina ou dimetil éter (DME), por meio da síntese Fischer-Tropsch, representando uma rota promissora para a produção de combustíveis renováveis e insumos industriais (SYED-HASSAN et al., 2017). O biochar tem uma composição que depende das condições do processo e pode apresentar propriedades catalíticas ou adsorventes (CAO et al., 2024).

A gaseificação tem se consolidado como uma rota promissora para a valorização energética do lodo de esgoto, especialmente diante de sua elevada carga orgânica e potencial calorífico. Zhang et al. (2018) propuseram um processo integrado de tratamento hidrotérmico seguido de gaseificação hidrotérmica catalítica, utilizando lodo de esgoto municipal com alta umidade (97%) sob atmosfera aquosa e temperatura de até 350 °C. O processo permitiu a conversão de 88% do carbono presente no líquido derivado em gases combustíveis, com produção de 0,78 Nm³ de CH₄ e 0,62 Nm³ de H₂ por kg de carbono, demonstrando elevada eficiência energética mesmo sob condições brandas de operação.

Complementando essa abordagem, em outro estudo foi investigada a gaseificação direta do DSS em reatores de leito fixo, operando entre 700 e 900 °C em atmosferas de ar seco e oxigênio puro. O lodo apresentou poder calorífico inferior de 12,64 MJ kg⁻¹, e os gases produzidos atingiram até 46% de H₂ em volume, com poder calorífico do gás de síntese chegando a 14 MJ Nm⁻³. A eficiência energética foi favorecida pelo uso de oxigênio, que aumentou a concentração de H₂ e o valor energético do gás, evidenciando o potencial do lodo como fonte de energia renovável em sistemas de gaseificação otimizados (TEZER et al., 2023).

Avançando na busca por maior rendimento e sustentabilidade, Yan et al. (2023) exploraram a co-gaseificação de lodo de esgoto com bagaço de algodão,

sob atmosfera de vapor e temperatura de até 850 °C, utilizando subprodutos pirolisados de lodo têxtil (TDS-600) como aditivo catalítico. A adição de 20% de TDS-600 aumentou o rendimento de gás de síntese de 0,683 para 0,903 m³ kg⁻¹ e reduziu o teor de alcatrão em 34%. Mesmo após descontar a contribuição direta do aditivo, observou-se ganho líquido na produção de gás, evidenciando a eficiência energética do processo. Ainda, observou-se que, a avaliação de risco ecológico das cinzas indicou segurança para uso agrícola, reforçando a sustentabilidade da abordagem.

Em conjunto, esses estudos demonstram que, apesar das diferenças nas rotas tecnológicas — seja por meio de pré-tratamento hidrotérmico, gaseificação direta ou co-gaseificação com aditivos —, o lodo de esgoto apresenta elevado potencial para recuperação energética. A escolha da estratégia mais adequada depende das características do lodo, da infraestrutura disponível e dos objetivos ambientais e energéticos do processo.

2.4 Caracterização térmica do lodo de esgoto

Tendo em vista que as características do lodo de esgoto sofrem grande variabilidade, que dependem da origem do esgoto, da sazonalidade, da variabilidade de alimentação da população e do uso de diferentes tecnologias de tratamento (NETZER; LØVÅS, 2022). Aliado a esse contexto é fundamental realizar a caracterização térmica detalhada do lodo ao longo de períodos prolongados, de modo a avaliar com precisão seu potencial energético e sua viabilidade como biomassa.

2.4.1 Poder Calorífico

O poder calorífico está relacionado à quantidade de energia liberada durante a queima completa de um material combustível na presença de ar. Essa propriedade é fundamental para avaliar a viabilidade energética de resíduos, biomassas e combustíveis fósseis. Podem ser determinados dois tipos principais: o poder calorífico superior (PCS) e o poder calorífico inferior (PCI) (NEIVA et al., 2018).

O PCS corresponde à quantidade total de calor liberada durante a combustão, incluindo a energia associada à condensação do vapor d'água formado pela combustão do hidrogênio e pela umidade presente no combustível. A medição do PCS pode ser realizada em bomba calorimétrica, com os produtos de combustão resfriados até 25 °C, de modo que a água esteja na fase líquida. Já o PCI considera apenas o calor útil, desconsiderando a energia associada à condensação da água, sendo mais representativo das condições reais de uso energético. O PCI pode ser calculado a partir do PCS, subtraindo-se a entalpia de vaporização da água, ou determinado experimentalmente, com os produtos de combustão mantidos em fase gasosa (NEIVA et al., 2018).

A composição elementar do combustível é um dos principais fatores que influenciam o poder calorífico. O estudo de Liu et al. (2024) determinou experimentalmente o PCI de amostras de lodo de esgoto, a partir de sua composição elementar e obteve um valor de 9,70 MJ kg⁻¹. De forma semelhante, Park et al. (2023) adotaram uma abordagem indireta para estimar o PCS de carvões mistos, utilizando a composição elementar de carbono, hidrogênio, oxigênio e enxofre em uma equação empírica derivada da fórmula de Dulong. Os valores estimados foram comparados com os obtidos por bomba calorimétrica, apresentando erro médio relativo de apenas 2,18%. Essa comparação evidencia duas abordagens distintas: uma baseada em medição direta (Liu et al., 2024) e outra em estimativa por modelagem (Park et al., 2023), ambas com resultados consistentes e aplicáveis conforme os objetivos e recursos disponíveis.

De forma semelhante, Anshariah et al. (2020), demonstraram uma forte correlação entre o teor de carbono fixo e o poder calorífico de carvões da Formação Mallawa, na Indonésia. Os autores observaram que amostras com maior teor de carbono fixo apresentaram valores mais elevados de PCS. Em uma das amostras, por exemplo, o teor de carbono fixo de 51,67% resultou em um PCS de 28,05 MJ kg⁻¹. Resultados semelhantes foram obtidos Rahman et al. (2019), que analisaram carvão mineral e carvão de madeira de mangue. O estudo mostrou que, após o processo de pirólise, o poder calorífico da madeira aumentou de 15,90 MJ kg⁻¹ para 22,61 MJ kg⁻¹, devido à redução da umidade e ao aumento relativo do carbono fixo.

Komilis et al. (2014) propuseram modelos empíricos para estimar o poder calorífico de materiais sólidos com base no teor de matéria orgânica e umidade. Os autores demonstraram que subprodutos com teor de matéria orgânica superior a 40% (base úmida) e umidade inferior a 50% são capazes de manter combustão autossustentável, com valores de PCI superiores a 7 MJ kg^{-1} , considerado o limite mínimo para a viabilidade energética de subprodutos sólidos.

Esses estudos evidenciam que o poder calorífico é uma propriedade multifatorial, influenciada tanto pela composição elementar quanto pelas características físico-químicas do combustível. A correta determinação e interpretação desses parâmetros são fundamentais para a avaliação da viabilidade energética de diferentes materiais.

2.4.2 Análises termogravimétricas

A análise termogravimétrica é uma técnica amplamente utilizada para investigar o comportamento térmico de materiais sólidos durante processos termoquímicos. Essa técnica permite identificar os estágios de decomposição térmica, determinar temperaturas críticas como ignição e burnout, e estimar parâmetros cinéticos como E_a , fornecendo subsídios importantes para o desenvolvimento de tecnologias de conversão térmica mais eficientes (LIU et al., 2015).

Estudos recentes demonstram que a combustão de lodo tratado ocorre tipicamente em múltiplos estágios. Wang et al. (2024b) realizaram uma análise termogravimétrica detalhada da combustão desse material, identificando quatro estágios distintos no processo de decomposição térmica. O primeiro estágio, entre $50 \text{ }^\circ\text{C}$ e $120 \text{ }^\circ\text{C}$, corresponde à evaporação da umidade residual. Em seguida, entre $120 \text{ }^\circ\text{C}$ e $350 \text{ }^\circ\text{C}$, ocorre a liberação e combustão de voláteis leves, compostos por substâncias orgânicas biodegradáveis de baixo peso molecular, responsáveis por uma perda de massa de até 25,9%. O terceiro estágio, de $350 \text{ }^\circ\text{C}$ a $570 \text{ }^\circ\text{C}$, envolve o craqueamento e a combustão de voláteis pesados, além da queima do carbono fixo. Por fim, entre $570 \text{ }^\circ\text{C}$ e $710 \text{ }^\circ\text{C}$, observa-se a decomposição de componentes inorgânicos, como carbonatos e sulfatos.

Para o estudo de pirólise, em atmosfera de nitrogênio, pesquisadores relataram três estágios de perda de peso durante a análise de TGA de lodo de esgoto em diferentes faixas de temperatura: O primeiro estágio na faixa de 180 a 200 °C, em que ocorre a perda de água absorvida no lodo (5–10%), por meio de uma reação endotérmica; No segundo estágio na faixa de temperatura de 200 a 600 °C ocorre a decomposição de voláteis (decomposição do componente principal e taxa máxima de perda de massa 40–70%), por meio de uma reação exotérmica; E no terceiro estágio na faixa de 400 a 700 °C ocorre a decomposição residual de compostos orgânicos recalcitrantes e materiais inorgânicos (9–40%), predominantemente por reações endotérmicas (LIU et al., 2015).

Nos estudos analisados, as razões de aquecimento utilizadas nas análises termogravimétricas variaram entre 5 °C/min e 40 °C/min, dependendo do objetivo experimental. Liu et al. (2015) aplicaram taxas de 5, 10, 20 e 40 °C/min para investigar a pirólise de lodos industriais, permitindo avaliar o efeito da taxa de aquecimento sobre a cinética de decomposição. Wang et al. (2021) e Wang et al. (2024b) utilizaram uma taxa de aquecimento constante de 10 °C/min para caracterizar a combustão de lodo tratado, o que é comum em estudos que visam simular condições térmicas controladas e comparáveis. A escolha da taxa de aquecimento influencia diretamente a resolução dos eventos térmicos observados: taxas mais baixas favorecem a separação de estágios sobrepostos, enquanto taxas mais altas podem deslocar os picos de perda de massa para temperaturas superiores devido à limitação na transferência de calor. Além da curva de perda de massa (TG), a derivada dessa curva (DTG) é amplamente utilizada para identificar com maior precisão os picos de degradação térmica. A curva DTG representa a taxa de variação da massa em função da temperatura e permite localizar os pontos de máxima reatividade térmica, sendo essencial para a identificação dos estágios de combustão e para a determinação das temperaturas de pico associadas à liberação de voláteis e à queima do carbono fixo.

A temperatura de ignição é definida como a menor temperatura na qual um combustível sólido inicia sua combustão espontaneamente, sem a necessidade de uma fonte externa de ignição. Já a temperatura de queima

(burnout) corresponde à temperatura na qual o combustível está praticamente completamente consumido, sendo um indicativo do grau de conversão térmica do material. Ambas são propriedades fundamentais para a caracterização de combustíveis sólidos, pois influenciam diretamente a segurança no armazenamento, o desempenho em sistemas de combustão e o projeto de equipamentos térmicos. Lu e Chen (2015) utilizaram a análise termogravimétrica para determinar essas temperaturas em amostras de biomassa, aplicando o método da interseção, que se baseia na construção de tangentes sobre a curva TGA para identificar os pontos de ignição e queima.

Complementarmente, a energia de ativação aparente é um parâmetro cinético que representa a quantidade mínima de energia necessária para iniciar uma reação química, como a combustão de um combustível sólido. Em análises termogravimétricas, E_a é geralmente determinada por métodos iso-conversionais, como FWO e KAS, por serem modelos cinéticos sem modelo (model-free), ou seja, não exigem o conhecimento prévio do mecanismo de reação (função de conversão), o que os torna recomendados para sistemas complexos como subprodutos sólidos heterogêneos, como o lodo de esgoto.

O método de Flynn-Wall-Ozawa se baseia na equação de Arrhenius e na aproximação de Doyle para estimar a energia de ativação aparente sem a necessidade de conhecer o modelo de reação. O FWO utiliza curvas de conversão obtidas em diferentes razões de aquecimento (β), onde β representa a razão de variação da temperatura com o tempo. A equação correspondente será apresentada na Seção 3.2.3.4, e permite construir gráficos de $\log(\beta)$ versus $1/T$ para diferentes frações de conversão, sendo a inclinação da reta proporcional a E_a . Esse método é amplamente empregado devido à sua simplicidade e por fornecer resultados confiáveis para sistemas complexos e heterogêneos (MAMLEEV et al., 2004).

O método de Kissinger-Akahira-Sunose, também abordado na seção 3.2.3.4, segue uma lógica semelhante, mas com uma formulação matemática distinta. Ele utiliza a equação $\ln(\beta/T^2)$ versus $1/T$ para cada valor fixo de conversão, permitindo a determinação da energia de ativação aparente a partir da inclinação da reta. Assim como o FWO, o KAS é um método sem modelo (model-free), adequado para sistemas complexos como lodo de esgoto, e tem

sido amplamente aplicado em estudos de pirólise (OPFERMANN; KAISERSBERGER; FLAMMERSHEIM, 2002a).

Além disso, será apresentado na seção 3.2.3.4 o método de Friedman, um método diferencial que calcula a energia de ativação aparente a partir da derivada da taxa de conversão (α) em função da temperatura. Este método plota $\ln(da/dt)$ versus $1/T$ para cada valor de conversão constante, sendo a inclinação da reta relacionada à E_a . Por ser mais sensível a ruídos experimentais, o método de Friedman exige dados com maior resolução, mas oferece uma visão detalhada da cinética do processo, especialmente útil quando há múltiplas etapas reacionais sobrepostas (ZHANG et al., 2024).

Wang et al. (2021) aplicaram os métodos de FWO e KAS para avaliar a combustão de lodo tratado e observaram que a E_a variou conforme o estágio do processo: no estágio inicial, dominado pela liberação de voláteis, a E_a foi de 217,4 kJ/mol, enquanto no estágio final, associado à queima do carbono fixo, foi reduzida para 143,1 kJ/mol. Essa diferença reflete a maior facilidade de combustão dos compostos voláteis em comparação com os subprodutos carbonáceos mais estáveis.

2.4.3 Calorimetria Exploratória Diferencial

A Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC, do inglês *Differential Scanning Calorimetry*) é uma técnica termoanalítica amplamente utilizada para a caracterização térmica de materiais, permitindo a identificação de eventos endotérmicos e exotérmicos associados a processos físicos e químicos. No contexto da caracterização de biomassas, a DSC é particularmente relevante para a determinação da capacidade calorífica específica, uma propriedade termodinâmica fundamental que expressa a quantidade de energia necessária para elevar em uma unidade a temperatura de um grama de substância (LOPES; TANNOUS, 2022).

Durante a análise por DSC, a amostra e uma referência inerte são submetidas a um programa de aquecimento controlado, e a diferença de fluxo de calor entre ambas é registrada em função da temperatura. A partir da curva DSC, é possível identificar eventos térmicos como evaporação, decomposição e

reações de combustão, além de calcular o Cp por meio da análise das áreas sob os picos térmicos ou pela aplicação de modelos matemáticos baseados na variação da entalpia com a temperatura) (COLLAZO et al., 2012).

A determinação do Cp por DSC pode ser realizada por diferentes metodologias. O método clássico, descrito na norma ASTM E1269-11, é recomendado para materiais termicamente estáveis e baseia-se na comparação do fluxo de calor da amostra com o de um material padrão, geralmente safira. No entanto, para materiais que sofrem decomposição térmica significativa, como a biomassa, essa abordagem pode introduzir erros devido à perda de massa durante o aquecimento (LOPES; TANNOUS, 2022).

Collazo et al. (2012) aplicaram a técnica de DSC para determinar o Cp de diferentes biomassas e do coque residual, utilizando uma abordagem baseada na análise dos picos endotérmicos associados ao aquecimento da biomassa seca e do coque. Os autores obtiveram valores médios de Cp entre 1,3 e 3,3 J/g K para a biomassa e até 5,6 J/g K para o coque, acompanhados de uma análise estatística robusta, incluindo a determinação de intervalos de confiança e erros máximos de amostragem.

A caracterização térmica detalhada do lodo de esgoto, incluindo sua composição energética, comportamento sob aquecimento e parâmetros cinéticos, constitui uma etapa fundamental para fundamentar sua aplicação segura e eficiente em rotas termoquímicas, como combustão e pirólise. A literatura apresenta avanços relevantes na avaliação do potencial energético do lodo, com destaque para o uso de técnicas como TGA, DSC e determinação do PCI. No entanto, a maioria dos estudos concentra-se em análises pontuais, realizadas em condições laboratoriais controladas, o que limita a compreensão da variabilidade sazonal e operacional do material.

Neste contexto, o presente trabalho propõe uma abordagem abrangente, baseada na caracterização físico-química, térmica, microbiológica e agrônômica de amostras de DSS coletadas mensalmente ao longo de 24 meses em uma unidade de secagem térmica em operação contínua. Essa estratégia permite reunir subsídios técnicos representativos da realidade operacional brasileira, considerando as influências climáticas e sazonais sobre o desempenho energético do DSS. Ao integrar diferentes dimensões analíticas e contemplar

condições reais de processo, esta pesquisa oferece uma base sólida para o planejamento de sistemas de valorização energética mais eficientes, seguros e sustentáveis.

Como desdobramento direto desta investigação, parte dos resultados obtidos foram consolidados e publicados em texto recente (DUPONT et al., 2025), o qual apresenta caracterizações térmicas de amostras de DSS coletadas ao longo de um ano. O estudo evidenciou variações sazonais significativas na umidade e no PCI (variando de 9,24 a 13,17 MJ/kg), além de elevadas energias de ativação determinadas por métodos isoconversionais, com destaque para o método KAS, que apresentou valores de até 1051,89 kJ/mol. Esses achados reforçam o potencial do DSS como combustível alternativo e demonstram a relevância de considerar sua variabilidade composicional para o dimensionamento e a operação de sistemas de conversão térmica.

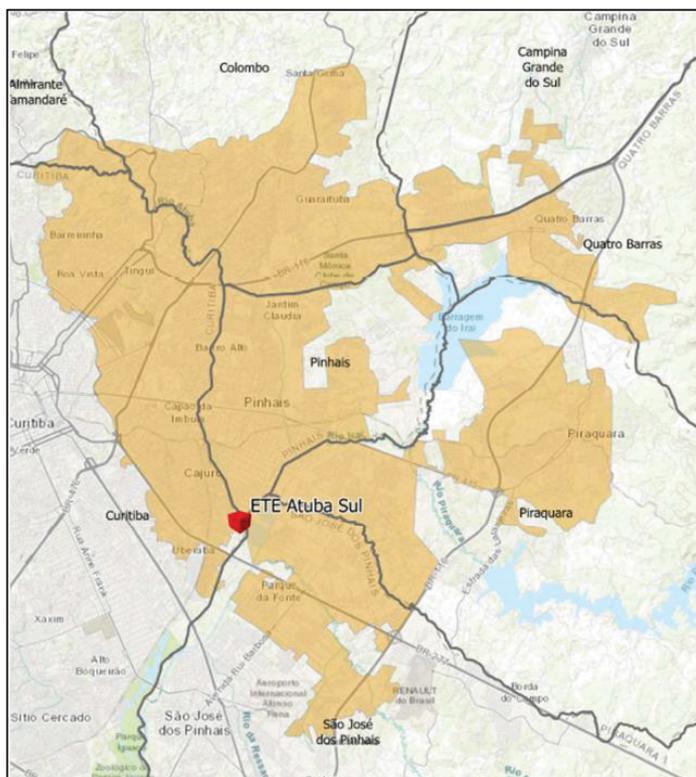
3. MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo empregou uma abordagem quantitativa com procedimentos técnicos experimentais. Utilizaram-se amostras de lodo de esgoto provenientes da unidade de secagem térmica operando em escala plena da ETE Atuba Sul, localizada no bairro Cajuru, Curitiba – PR. Nessas amostras, realizaram-se análises agrônômicas, químicas, microbiológicas e térmicas para caracterização.

3.1 Amostras de lodo de esgoto seco

O lodo de esgoto utilizado nesta pesquisa é proveniente da ETE Atuba Sul, operada pela Sanepar e localizada no bairro Cajuru, em Curitiba – PR. Inaugurada em junho de 1998, a ETE Atuba Sul atende aproximadamente 800 mil habitantes da capital e de parte da região metropolitana (Figura 9).

Figura 9 – Área de abrangência dos esgotos tratados na ETE Atuba Sul



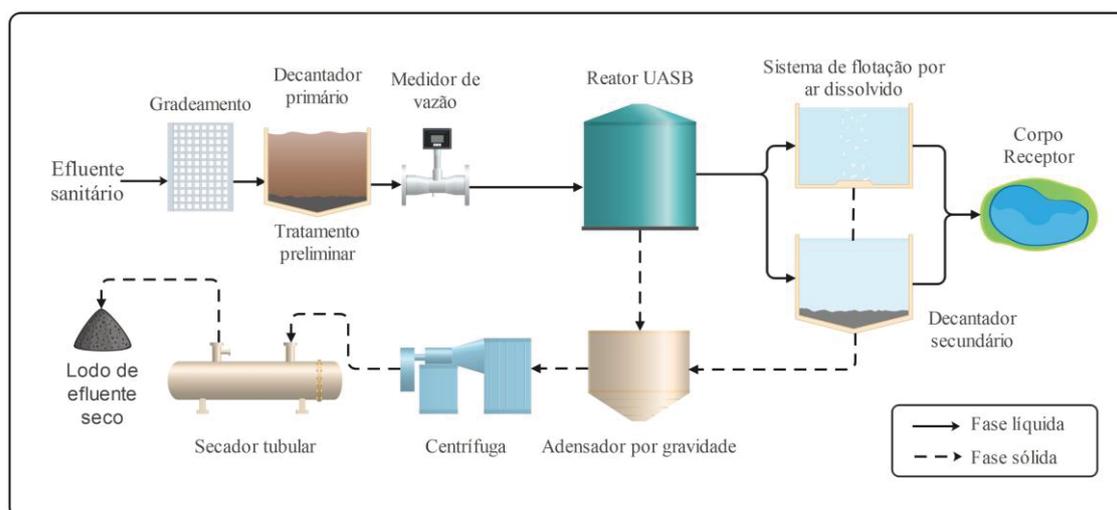
Fonte: SMMA (2024).

Os municípios da região metropolitana atendidos pela ETE Atuba Sul são Colombo, Almirante Tamandaré, Quatro Barras, Campina Grande do Sul, Pinhais, Piraquara e São José dos Pinhais.

A ETE Atuba Sul opera com vazão média de 1.680 L/s e está sendo ampliada para atender uma capacidade de 2.100 L/s. As obras começaram em outubro de 2022 e atualmente estão em fase de finalização. Durante esse período, a estação permaneceu ativa. Além da ampliação do volume de esgoto tratado, a estação passará pela desativação dos reatores UASB e a adoção do sistema de lodos ativados, visando maior eficiência no processo de tratamento e maior produção de energia, a partir do biogás.

Na ETE Atuba Sul, as etapas de tratamento do esgoto incluem, inicialmente, conforme ilustrado na Figura 10, unidades de gradeamento grosseiro manual com espaçamento de 80 mm, seguido por gradeamento mecanizado com espaçamento de 3 mm. Em seguida, o esgoto passa por uma desarenação mecanizada de fluxo horizontal com seção quadrada do tipo “Door-Oliver”.

Figura 10 – Etapas do tratamento do esgoto sanitário da ETE da Atuba Sul até a produção do DSS



Fonte: A autora (2025).

Após essa etapa, o sistema conta com 24 reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), cada um com capacidade de tratamento de 70 L/s. A etapa seguinte consiste em flotação por ar dissolvido (FAD), precedida de mistura rápida e floculação, realizada em quatro flotadores com capacidade média de 300 L/s cada.

Na fase final, o esgoto passa por quatro sedimentadores de alta taxa, também precedidos de mistura rápida e floculação, com capacidade média de 125 L/s cada. O lodo gerado ao longo do processo é adensado por gravidade e desaguado mecanicamente em quatro centrífugas, resultando em uma torta com umidade de aproximadamente 80%.

Após o deságue, o lodo passa por um processo de secagem térmica em um secador rotativo granular (Figura 11). Considerando que a vazão de esgoto gerado em cada centrífuga é, em média, de 1.000 a 1.200 kg/h, totaliza-se até 5.000 kg/h de esgoto, que é a capacidade máxima atendida pelo secador. O lodo entra no secador em temperatura ambiente e atinge a temperatura de 350 °C logo no início da secagem.

Figura 11 — Secador rotativo granular de lodo de esgoto da ETE da Atuba Sul, em Curitiba



Fonte: A autora (2025).

O secador tem tempo de retenção que varia de 40 min a 1 hora, dependendo da umidade do lodo de esgoto. Ao sair do secador o lodo se

encontra a uma temperatura de em média 120 °C e com cerca de 20% de umidade. E este lodo é adicionado, com 30% de resíduo de cavaco ao processo de combustão a cerca de 700 °C. Por meio desta queima se produz energia térmica que abastece a estação de tratamento de esgoto juntamente com a energia produzida pelo biogás. Ao mês, em média, 3.800 t de lodo de esgoto seco são utilizados como fonte de energia no processo de combustão.

A partir dos reatores é produzido o biogás, que após passar por um dessulfurizador de carvão ativado, atende uma parte da energia térmica demandada pelo secador. O restante da energia é abastecida pelo processo de combustão do lodo de esgoto na própria ETE. A proporção de energia fornecida pelo biogás ou combustão varia conforme as características do lodo ao longo do ano, bem como as condições das etapas unitárias de tratamento de esgoto.

Para compreender essa variabilidade característica do lodo de esgoto, coletaram-se amostras do DSS na saída do secador térmico uma vez ao mês (Figura 12), durante o período de 24 meses, totalizando 24 amostras. As coletas das amostras foram realizadas com adaptação, conforme a ABNT NBR 10007:2004, que orienta sobre a amostragem de sólidos em montes. Para isso retirou-se 1 amostra em cada uma das duas seguintes seções: no topo e no meio do monte, que estava disposto dentro de um contêiner logo depois da saída do secador. A amostra total coletada continha aproximadamente a massa de 1 kg.

Após a coleta, a amostra foi acondicionada em embalagem plástica devidamente identificada (Figura 12) e armazenada em caixa de isopor. Em seguida, a amostra foi encaminhada aos laboratórios da Sanepar e da UFPR para o preparo inicial, que consistiu na homogeneização e moagem do material. Posteriormente, as amostras foram quarteadas, ou seja, foram divididas em quatro partes iguais, sendo tomadas duas partes opostas entre si para constituir uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes não descartadas foram misturadas novamente e o processo de quarteamento foi repetido até que se obtivesse a massa de amostra desejada (ABNT, 2004b).

Figura 12 – DSS sendo coletado no monte gerado dentro do contêiner disposta na saída do secador térmico



Fonte: A autora (2025).

Figura 13 – DSS coletado na ETE Atuba Sul após saída do secador rotativo granular



Fonte: A autora (2025).

Após o quarteamento, uma fração da amostra foi encaminhada, ainda no mesmo dia, para as análises microbiológicas. Outra parte foi acondicionada em tubos Falcon para a realização das análises térmicas com as amostras in natura. A terceira fração foi submetida à secagem a 105 °C por 24 horas, até atingir estabilidade de massa. Essa última também foi armazenada em tubos Falcon, à temperatura ambiente, até a realização das demais análises descritas na Seção 3.2.

A Tabela 6 indica os registros das coletas de amostras de lodo de esgoto realizadas na unidade de secagem térmica da ETE sob investigação, no período de novembro de 2022 e outubro de 2024. Com uma coleta ao mês, totalizaram-se 24 coletas e análises de diferentes amostras do DSS.

Tabela 6 – Registro mensal das coletas e identificação das amostras de lodo de esgoto

Nº da coleta	Identificação da amostra	Data da coleta	Horário da coleta
1	nov/22	04/11/2022	10:00
2	dez/22	09/12/2022	09:30
3	jan/23	07/01/2023	09:30
4	fev/23	10/02/2023	09:30
5	mar/23	15/03/2023	09:30
6	abr/23	14/04/2023	09:30
7	mai/23	15/05/2023	09:30
8	jun/23	15/06/2023	09:30
9	jul/23	14/07/2023	09:30
10	ago/23	15/08/2023	09:30
11	set/23	15/09/2023	09:30
12	out/23	16/10/2023	09:30
13	nov/23	15/11/2023	09:30
14	dez/23	04/12/2024	09:30
15	jan/24	15/01/2024	09:30
16	fev/24	04/03/2024	14:00
17	mar/24	11/04/2024	14:30
18	abr/24	13/05/2024	09:30
19	mai/24	13/04/2024	09:30
20	jun/24	10/06/2024	09:30
21	jul/24	01/07/2024	09:30
22	ago/24	12/08/2024	09:00

Nº da coleta	Identificação da amostra	Data da coleta	Horário da coleta
23	set/24	16/09/2024	09:30
24	out/24	14/10/2024	09:00

Fonte: A autora (2025).

3.2 Caracterização de amostras de lodo de esgoto seco

As amostras foram submetidas a análises agronômicas, químicas, microbiológicas, térmicas e poder calorífico inferior, as quais foram realizadas no Laboratório da UFPR e em laboratórios pertencentes a infraestrutura da Sanepar, em Curitiba.

A Tabela 7 identifica as análises que foram realizadas para caracterização do lodo de efluente seco. Em sua maioria se trata de parâmetros regulamentados pelo CONAMA e pelo MAPA.

Tabela 7 – Análises e parâmetros para caracterização do lodo de esgoto

Análises	Parâmetros
Análises agronômicas	pH
	Umidade
	Matéria volátil (MV)
	Carbono fixo (CF)
	Cinzas
	Demanda Química de Oxigênio (DQO)
	Nitrogênio Total (NT) e Nitrogênio Amoniacal Kjeldahl (NAT) Carbono, Hidrogênio, Oxigênio, Nitrogênio e Enxofre
Análises químicas	Ag, Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Tl, V e Zn
Análises térmicas	Poder Calorífico Inferior (PCI)
	Análise Termogravimétrica (TG)
	Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC)
Poder Calorífico	Poder calorífico inferior (Bomba calorimétrica)
	Poder calorífico inferior (Análise elementar)
Análises microbiológicas	Coliformes termotolerantes
	Ovos viáveis de helmintos
	<i>Salmonella sp.</i>

Fonte: A autora (2025).

3.2.1 Análises agronômicas

O potencial hidrogeniônico foi determinado segundo método Potenciométrico 9045D - US EPA (2004). Inicialmente, adicionaram-se 20 g da amostra em um béquer com 40 mL de água destilada. O sistema permaneceu em repouso pelo período de 15 min e, então, realizou-se a leitura de pH em um pHmetro calibrado.

Os teores de umidade, matéria volátil (MV), cinzas e teor de carbono fixo (CF) foram determinados para as amostras do DSS utilizando os procedimentos descritos por Naqvi et al. (2018) e Raveendravarrier et al. (2020), que utilizaram as normas técnicas da ASTM.

A umidade foi determinada com base no procedimento prescrito pela norma ASTM D3173M. Para isso, aproximadamente 10 g da amostra foram aquecidas em uma estufa a 105 ± 5 °C por 24 h. A umidade foi calculada pela diferença de massa antes e depois do aquecimento, utilizando a Equação 1:

$$Umidade (\%) = \frac{M_{ac} - M_{aqc}}{M_a (g)} \times 100 \quad (1)$$

Em que M_{ac} é a massa da amostra com o cadinho antes do aquecimento (g); M_{aqc} é a massa da amostra com o cadinho após o aquecimento (g); e M_a é a massa da amostra antes do aquecimento (g).

A matéria volátil (MV) foi determinada com base na norma ASTM D3175. Para isso, cerca de 10 g de amostra foram aquecidas em uma mufla a 950 °C por sete minutos. A matéria volátil foi calculada pela perda de massa durante o aquecimento, utilizando a Equação 2:

$$MV (\%) = \left[\left(\frac{M_{ac} - M_{aqc}}{M_a} \right) \times 100 \right] - M_a \quad (2)$$

O teor de cinzas foi determinado seguindo as orientações da norma ASTM D3174. Para isso, aproximadamente 10 g de amostra foram aquecidas em uma

mufla gradualmente até 950 ± 20 °C e mantidas nessa temperatura por duas horas. O teor de cinzas é calculado pela diferença de massa antes e depois do aquecimento, utilizando a Equação 3:

$$Cinzas (\%) = \frac{M_{ac} - M_{aqc}}{M_a} \times 100 \quad (3)$$

O carbono fixo (CF) foi calculado subtraindo a soma das porcentagens de umidade, matéria volátil e cinzas de 100, conforme a Equação 4:

$$CF (\%) = 100 - (Umidade + MV + Cinzas) \quad (4)$$

Para a determinação da demanda química de oxigênio (DQO) foi utilizado o Método Colorimétrico da APHA Standart Methods (5220 D), utilizando um espectrofotômetro UV-visível.

A determinação do nitrogênio total (NTK) e amoniacal (NAT) foi realizada tendo como base o método titulométrico SMEWW - 4500NH_3 - C, utilizando o destilador Kjeldahl (APHA, 2017).

As análises agronômicas foram realizadas em triplicata e relacionadas com a sazonalidade, a fim de avaliar possíveis variações associadas aos diferentes períodos do ano e às oscilações na pluviosidade durante o ciclo de 24 meses do estudo.

3.2.2 Análises Químicas

Para a quantificação do teor de metais foi necessária uma etapa prévia de abertura das amostras, a qual foi realizada conforme metodologia adaptada do método EPA 3050B. Para isso, a 0,5 g da amostra em balão de fundo redondo são adicionados 3 mL de ácido clorídrico, 1 mL de ácido nítrico e cerca de 10 mL de água destilada. Os balões foram submetidos a um sistema de digestão com refluxo durante 30 min. Ao final desse período as amostras abertas foram transferidas para balões volumétricos de 100 mL e o volume complementado com água destilada. Em seguida, tais amostras foram analisadas via Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-

OES) com um equipamento da marca Shimadzu modelo ICPE9000. As análises foram realizadas em triplicata.

3.2.3 Poder Calorífico

A análise do Poder Calorífico Superior (PCS) foi realizada conforme o método padrão ASTM D5865-13. Utilizaram-se 0,5 g de cada amostra, previamente compactadas em cadinhos, que foram inseridos em uma bomba calorimétrica e queimados em atmosfera de oxigênio (TAUSEEF et al., 2022). A partir do valor de PCS obtido, o Poder Calorífico Inferior (PCI) foi calculado com base na umidade da amostra e no calor latente de vaporização da água.

O PCI também foi calculado por equações que relacionam as composições do lodo de esgoto encontrados na análise elementar. Para isso, o analisador elementar Flash 2000 (Thermo Cientific) foi utilizado para determinar a composição percentual de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N), oxigênio (O) e enxofre (S). O método utilizado para determinação de C, N, H e S foi baseado no indicado pela ISO 10694:1995, para determinação de carbono. Para isso, aproximadamente 6 mg de amostra e 3 mg de pentóxido de vanádio foram transferidos para um cadinho de estanho. As análises foram realizadas em triplicata. Para a curva de calibração foi utilizado o padrão de cistina. Para a análise de C, N, H e S foi utilizada atmosfera de oxigênio, com temperatura de operação do forno de 55 °C e tempo de varredura de 780 segundos.

Para análise de oxigênio foram utilizados cerca de 8 mg de amostra, que foram dispostos em triplicata, em cadinhos de prata. O mesmo padrão de cistina foi utilizado para a curva de calibração. Para a análise foi utilizado gás hélio, com temperatura de forno de 65 °C e mesmo tempo de varredura.

A composição elementar do DSS foi relacionada com a sazonalidade, permitindo avaliar possíveis variações associadas aos diferentes períodos do ano.

As proporções atômicas de hidrogênio para carbono (H/C) e oxigênio para carbono (O/C) foram calculadas e comparadas com as proporções atômicas de outros estudos.

Uma das equações mais conhecidas para determinação do PCI é pela equação de Dulong ($PCI = 14544C + 62028 \left(H - \frac{O}{8} \right) + 4,050S$), cujo autor (LOWRY, 1945), pressupõe que “o oxigênio do carvão está associado ao hidrogênio na proporção adequada para formar água, estando o excesso de hidrogênio disponível para combustão junto com o carbono e o enxofre”. Essa equação de Dulong tem o seu valor do PCI dado em $BTU lb^{-1}$. Como forma de padronizar os resultados em $MJ kg^{-1}$, a equação de Dulong foi transformada para a Eq. (5) que pode ser visualizada na Tabela 8, assim como outras equações que relacionam as composições elementares.

As equações da Tabela 8 foram originalmente usadas para calcular o PCS e foram modificadas para subtrair o calor de vaporização da água ($H \times \left(\frac{M_{H_2O}}{M_{H_2}} \right) \times \Delta H_{H_2O} = H \times \left(\frac{18}{2} \right) \times 2,44 = 22H$), onde H , M_{H_2O} , M_{H_2} e ΔH_{H_2O} , são o teor de hidrogênio, massa molar da água, massa molar do hidrogênio e o calor de vaporização da água a $25\text{ }^\circ\text{C}$ ($2,44\text{ MJ kg}^{-1}$), respectivamente. O poder calorífico dos combustíveis foi utilizado como o poder calorífico inferior, uma vez que são utilizados em processos que operam a mais de $100\text{ }^\circ\text{C}$. A esta temperatura, a água permanece na fase de vapor. Portanto, o calor de vaporização não precisa ser considerado.

Tabela 8 – Equações para cálculo do PCI

Nº Eq.	Equação	Unidade	Amostra	Autor	Estudo
Eq. (5)	$PCI = 33,83C + 144,28 \left(H - \frac{O}{8} \right) + 9,42S$	$MJ kg^{-1}$	Carvões	Dulong	(LOWRY, 1945b)
Eq. (6)	$PCI = 33,9C + 121,4H + 10,5S - 15,2O$	$MJ kg^{-1}$	Carvões	Modified Dulong's	(BRANDT, 1999)
Eq. (7)	$PCI = 38,2C + 84,9 \left(H - \frac{O}{8} \right) - 0,62$	$MJ kg^{-1}$	Combustíveis sólidos	Modified Dulong's	(HOSOKA I et al., 2016)

N° Eq.	Equação	Unidade	Amostra	Autor	Estudo
Eq. (8)	$PCI = 35,15C + 116,171H + 6,28N + 10,46S - 11,09O$	MJ kg ⁻¹	Carvões	Boie	(BOIE, 1953)
Eq. (9)	$PCI = 34,9C + 117,8H - 1,5N + 10,1S - 10,3O - 2,1A$	MJ kg ⁻¹	Biomassa	Channiwala	(WEF, 2009)
Eq. (10)	$PCI = 33,89 \left(C - 3 \frac{O}{8} \right) + 71,55 \frac{O}{8} + 143,3 \left(H - \frac{O}{16} \right) + 10,46S$	MJ kg ⁻¹	Carvões/ Resíduos sólidos urbanos	Steuer	(THIPKH UNTHOD et al., 2005)

Onde, PCI é o poder calorífico inferior dado em kJ kg⁻¹; C, H, N, S e O, são os teores de Carbono, Hidrogênio, Nitrogênio, Enxofre e Oxigênio para as amostras de lodo de esgoto determinadas pela análise elementar. A é o teor de cinzas da amostra (% m/m).

Os resultados de PCI fornecidos pela bomba calorimétrica e pelas Equações da Tabela 7 foram comparados usando ANOVA one-way e análise Post-Hoc de Tukey para identificar diferenças significativas ao nível de 5% (p < 0,05) no software RStudio.

3.2.4 Análises Térmicas

3.2.4.1 Análise Termogravimétrica e a Análise Térmica Diferencial

As características térmicas de amostras do DSS, de nov/22, dez/22, nov/23, dez/23 e jun/24 e jul/24 em atmosfera de N₂/O₂ e nov/22 e dez/22 em atmosfera de N₂, foram examinadas utilizando um analisador termogravimétrico

marca Netzsch, modelo STA 449 F3 Jupiter, pertencente ao Departamento de Química da UFPR, no qual foi realizada a Análise Termogravimétrica.

As condições experimentais utilizadas para as análises termogravimétricas foram baseadas no estudo de (KHAN et al., 2022) e estão apresentadas na Tabela 9. Adicionaram-se em torno de 5 mg de amostra a cadinhos de alumina que foram analisadas na faixa de temperatura entre 20 °C e 900 °C. Empregaram-se as atmosferas de ar sintético (N₂/O₂) e de nitrogênio (N₂), em três razões de aquecimento (β): 10, 20 e 40 °C min⁻¹. Essas condições têm por objetivo observar os eventos térmicos que ocorrem em processos de pirólise (300 a 600 °C) que operam com gás nitrogênio; e combustão (300 a 700 °C) e gaseificação (300 a 900 °C), que utilizam ar, respectivamente (LIU; SONG; WU, 2015a). A vazão de gás utilizada foi de 50 mL min⁻¹.

Tabela 9 – Condições experimentais das análises termogravimétricas

Intervalo de temperatura	Taxa de aquecimento	Atmosfera	Vazão gás
25 - 900 °C	10, 20 e 40 °C min ⁻¹	N ₂ /O ₂	50 mL min ⁻¹
25 - 900 °C	10, 20 e 40 °C min ⁻¹	N ₂	50 mL min ⁻¹

Fonte: KHAN et al., 2022.

Dados de TGA foram utilizados para determinar T_i e T_b utilizando o Método de Intersecção descrito em Lu e Chen (2015). Esse método envolve a intersecção da linha traçada no topo da curva TG com uma linha vertical traçada no meio do pico mais alto do DTG. A temperatura correspondente a esta primeira intersecção é classificada como T_i. Para T_b, a intersecção é realizada com a linha que atravessa a curva TG próxima ao momento em que ela se estabiliza, com uma linha vertical que identifica o meio do último pico do DTG.

3.2.4.2 Análise de Calorimetria Exploratória Diferencial

Para determinação do calor específico das amostras de nov/22, dez/22, nov/23, dez/23 e jun/24 e jul/24, realizaram-se análises de Calorimetria

Exploratória Diferencial, em um DSC 200 F3 MAIA da Netzsch. Para isso, utilizou-se o método ASTM E1269-18 (2018), que indica o uso de safira sintética como material de referência. A massa de safira e da amostra foram aferidas em cadinhos de alumínio com uma diferença de 0,01 mg. Realizou-se uma etapa isotérmica de 5 min no início (-100 °C) e iniciou-se a o aquecimento até 500 °C, utilizando-se uma taxa de 20 K min⁻¹.

Após as análises de DSC, plotaram-se gráficos de Tempo (s) versus DSC (mW mg⁻¹), sendo o tempo no eixo da abscissa. As curvas construídas permitiram calcular a absorção de energia integrando as superfícies dos picos endotérmicos (COLLAZO et al., 2012). A área integrada dos picos refere-se à variação de entalpia pela massa ($\Delta H/m$), uma vez que sua unidade é fornecida em mW mg⁻¹ s⁻¹ e pode ser transformada para Joules, resultando em J g⁻¹. Com o resultado da área do pico endotérmico e das temperaturas de início de fim de cada pico, é possível determinar o calor específico (c_p) das amostras de lodo de esgoto analisadas, por meio da Equação 11, descrita por (MCNAUGHTON; MORTIMER, 1975).

$$\frac{dH}{dt} = m c_p \frac{dT}{dt} \quad (11)$$

Após, ser integrada obtém-se a Equação 12, que relaciona a variação da entalpia ΔH , pela variação da temperatura ΔT .

$$\Delta H = m c_p \Delta T \quad (12)$$

Em que ΔH é a variação de entalpia fornecida em J g⁻¹; c_p é dado em J g⁻¹ K; t é dado em s; m é dado em g; T é dado em K.

3.2.3.3 Cálculos cinéticos e termodinâmicos

A análise de TG é termicamente estimulada pela temperatura, ou seja, os processos visualizados são provocados pelas variações de temperatura. Além da temperatura, a taxa de reação dos processos térmicos pode ser parametrizada em função da taxa de conversão (α) e da pressão. No entanto, o efeito da pressão geralmente não é considerado na maior parte dos métodos computacionais cinéticos. Para averiguar essas análises térmicas, utilizou-se a

cinética isoconformacional, que estabelece que a taxa de reação em extensão constante de medição é somente função da temperatura (VYAZOVKIN, 2008).

De acordo com o estudo de Opfermann et al. (2002), as análises térmicas são efetivamente utilizadas para determinar parâmetros cinéticos, como E_a , pelos métodos isoconversionais “sem modelo”, que do inglês é descrito como *model-free*. Esses modelos determinam a energia de ativação a partir da análise de curvas medidas em diferentes razões de aquecimento, ou seja, em medições dinâmicas, ou utilizando medições isotérmicas. Essa determinação da energia de ativação aparente é realizada sem assumir uma forma específica de modelo de reação $f(\alpha)$. Por esse motivo, são conhecidos como métodos “sem modelo”. Não obstante, mesmo que não seja necessário determinar um modelo de reação específico, o processo pode assumir algum modelo $f(\alpha)$ devido a dependência da conversão da taxa de reação (VYAZOVKIN et al., 2011).

Para chegar nessas equações isoconversionais utilizaram-se as orientações do Comitê de Cinética do ICTA, descrito em Vyazovkin et al. (2011). Seguindo isso, iniciou-se pela equação cinética de uma única etapa:

$$\frac{d\alpha}{dt} = A e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} f(\alpha) \quad (13)$$

Em que A é o fator pré-exponencial; e R é a constante universal dos gases, que pode ser utilizada como $8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$; $f(\alpha)$ é uma função de conversão, que representa a dependência da taxa de conversão pelo modelo de reação; e utiliza a expressão de Arrhenius, conforme Eq. 13 para representar a constante da taxa de aquecimento (k).

$$k = A e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} \quad (14)$$

A taxa de conversão pode ser calculada pela seguinte expressão:

$$\alpha = \frac{m_0 - m_t}{m_0 - m_f} \quad (15)$$

Em que m_0 , m_t e m_f indicam as massas das amostras no início, no tempo t e no tempo final, respectivamente.

Para obter valores de E_a para diferentes razões de aquecimento, pode-se reescrever a Eq. 13, como:

$$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right) = \ln[A f(\alpha)] - \frac{E_a}{RT} \quad (16)$$

Assim, obtém-se a expressão para o método diferencial de Friedman (FRIEDMAN, 1964). Para a qual, plotando-se um gráfico, de $\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$ em função de $1/T$, obtém-se uma linha reta, cuja inclinação será $-\frac{E_a}{R}$, para uma série de medições com diferentes razões de aquecimento β . A aplicação desse método a dados integrais de TG requer diferenciação numérica de curvas experimentais α vs T . A diferenciação numérica pode ser evitada usando métodos integrais. Integrando a Eq. 16 para condições isotérmicas pode-se obter previsões de E_a para corridas em diferentes temperaturas com razões de aquecimento $\beta = \frac{dT}{dt}$ constantes:

$$g(\alpha) = \int_{\alpha_0}^{\alpha_{m\acute{a}x}} \frac{d\alpha}{f(\alpha)} = \frac{A}{\beta} \int_{T_0}^{T_{m\acute{a}x}} e^{\left(\frac{-E_a}{RT}\right)} dT = \frac{AE_a}{\beta R} P(u) \quad (17)$$

Em que $u = E_a/RT$ e E_a é a energia de ativação aparente. A reação da Eq. 17 pode ser resolvida por integração numérica ou por aproximações, como a de Doyle (DOYLE, 1962), obtendo a seguinte expressão:

$$\ln \beta = \ln \frac{AE_a}{Rg(\alpha)} - 5,331 - 1,052 \frac{E_a}{RT} \quad (18)$$

Essa expressão é referente ao método Flynn-Wall-Ozawa (FWO) desenvolvido por (FLYNN; WALL, 1966) and (OZAWA, 1965). Plotando um gráfico, à conversão constante com medições dinâmicas, de $\ln \beta$ em função de $1/T$, obtém-se uma linha reta, cuja inclinação será $-\frac{E_a}{R}$. De acordo com Opfermann et al. (2002), o fator pré-exponencial só pode ser determinado se um modelo de reação $f(\alpha)$ for válido para todo o processo avaliado.

Utilizando uma aproximação de Murray e White descrita por Vyazovkin et al. (2011), dando origem a outra expressão:

$$\ln \frac{\beta}{T_{max}^2} = \ln \frac{AE_a}{Rg(\alpha)} - \frac{E_a}{RT_{max}} \quad (19)$$

Essa é a expressão do método de Kissinger-Akahira-Sunose (KAS) (AKAHIRA; SUNOSE, 1971), em que T_{max} é a temperatura da máxima perda de massa que pode ser determinada para cada taxa de aquecimento. Dessa forma,

o método KAS fornece apenas um único valor de E_a para todo o processo. O que torna isso um limitante do método, uma vez que o resultado de E_a é sólido se ele não varia de acordo com α ao longo do processo (VYAZOVKIN, 2008). Construindo um gráfico, à conversão constante, de $\ln \frac{\beta}{T_{max}^2}$ em função de $1/T$, obtém-se uma linha reta, cuja inclinação será $-\frac{E_a}{R}$.

O valor de R^2 foi determinado para cada gráfico construído a partir dos métodos de Friedman, OFW e KAS, a fim de determinar qual deles melhor representa os dados experimentais cinéticos encontrados para as amostras do DSS.

3.2.5 Análises microbiológicas

Realizaram-se as análises microbiológicas de determinação de coliforme termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, e *Salmonella sp.*, em laboratórios da infraestrutura da Sanepar. Os métodos empregados são indicados na Tabela 10.

Tabela 10 – Análises microbiológicas

Análises microbiológicas	Método
Coliformes termotolerantes	Tubos Múltiplos - Meio A1 - EPA 1681 (2006)
Ovos viáveis de helmintos	Método de sedimentação L5. 551 (CETESB, 2013)
<i>Salmonella sp.</i>	MSRV - EPA 1682 (2006)

4. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados obtidos experimentalmente a partir dos materiais e métodos descritos anteriormente. A partir dos resultados foram realizadas discussões com base na literatura disponível com a finalidade de avaliar os dados encontrados quanto a contribuição científica desta pesquisa.

4.1 Análise do lodo de esgoto: ensaios agronômicos

As propriedades agronômicas das amostras do DSS de novembro de 2022 a outubro de 2024, que incluem pH, umidade, material volátil, carbono fixo, cinzas, DQO e nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal são mostradas na Tabela 11. O DSS deste trabalho, após secagem a 300 °C, sai do secador de tambor rotativo com suas partículas aglomeradas na forma de esferas.

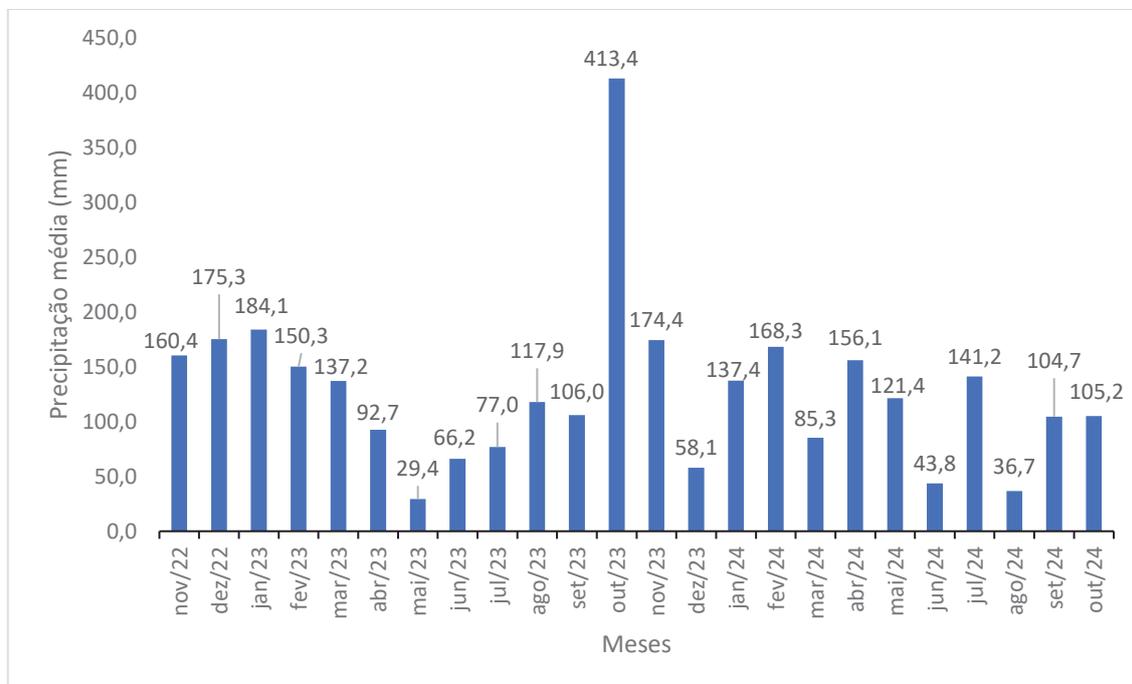
Essas esferas tiveram possivelmente sua água livre, intersticial e parte da água superficial removida durante a secagem, mas a água de hidratação, conforme descrito por Syed-Hassan et al. (2017), não sai na secagem. Isso ocorre porque esse grupo de água está ligado em proximidade direta com os flocos do lodo. Cabe ressaltar que, devido à formação das esferas de DSS, parte da água superficial pode ter ficado retida em seu interior. Assim, a umidade das amostras se refere a estes grupos de águas ligadas as partículas esféricas de lodo.

O menor teor de umidade (1,35%) foi observado para a amostra de abril de 2023, que coincidiu com um período de menor precipitação, conforme ilustra a Figura 14. Essa indica a precipitação média (mm) registrada no período analisado de novembro de 2022 até outubro de 2024, de acordo com os boletins agrometeorológicos do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná) apoiado pela SIMEPAR (Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná), para a cidade de Curitiba (IDR-Paraná, 2024).

No mesmo período do ano seguinte, em abril de 2024, a amostra coletada também apresentou baixa umidade (1,70%). Isso se deve, pois em momentos com baixa concentração de chuvas, o lodo de esgoto entra no secador rotativo granular com menor umidade e esferas menores são formadas durante sua secagem com menos água interna acumulada. Por outro lado, o maior teor de umidade (30,61%) foi registrado para amostra de outubro de 2023,

correspondendo ao período de maior precipitação (média de 413 mm) em Curitiba.

Figura 14 – Precipitação média da cidade de Curitiba do período de nov/22 a out/24



Fonte: IDR-PARANÁ (2024).

Portanto, o teor de umidade das amostras de DSS coletadas ao longo dos 24 meses apresentou alta variabilidade em comparação com os valores reportados na literatura (Tabela 12), cujos estudos foram realizados em ambientes controlados, geralmente com secagem em estufas a 105 °C. Enquanto esses trabalhos indicam teores médios de umidade entre 2,44% (WANG et al., 2021) e 6,55% (CHAN; WANG, 2016), as amostras deste estudo apresentaram variações mais amplas, influenciadas por fatores como a pluviosidade local e a dinâmica operacional da ETE. Durante o período avaliado, a unidade passou por obras de ampliação, com a construção de reatores de lodo ativado, embora os reatores UASB continuassem em operação. Essa condição pode ter gerado instabilidades no processo de tratamento, impactando a umidade do lodo encaminhado à secagem.

Esses resultados reforçam a importância de considerar variáveis ambientais e operacionais na caracterização do DSS, especialmente quando se busca sua valorização energética e agrônômica.

Tabela 11 – Resultados de análises agronômicas de DSS

Amostra	pH	Umidade (%)	MV (%)	Cinzas (%)	CF (%)	DQO (mg kg ⁻¹)	NAT (mg kg ⁻¹)	NTK (mg kg ⁻¹)
nov/22	6,764 ± 0,195	8,071 ± 0,220	46,247 ± 1,012	45,682 ± 1,002	3,740	2,018 ± 0,149	<500	34.725,9
dez/22	7,085 ± 0,031	16,405 ± 0,161	40,612 ± 0,229	39,140 ± 0,546	4,663	1,860 ± 0,224	<500	32.425,2
jan/23	7,033 ± 0,003	9,086 ± 0,140	42,948 ± 1,020	41,378 ± 0,888	6,588	1,869 ± 0,039	<500	33.521,2
fev/23	7,071 ± 0,042	8,986 ± 0,140	43,048 ± 1,032	41,941 ± 0,070	6,025	2,110 ± 0,049	<500	37.212,7
mar/23	7,079 ± 0,025	8,846 ± 0,104	48,133 ± 0,387	39,252 ± 0,289	3,769	2,448 ± 0,400	524,32	39.568,2
abr/23	7,077 ± 0,033	1,348 ± 0,030	52,474 ± 0,659	41,516 ± 0,666	4,662	2,774 ± 0,026	694,2	35.589,4
mai/23	5,597 ± 0,007	14,260 ± 0,129	44,646 ± 0,130	37,202 ± 0,110	3,890	2,221 ± 0,093	1.629,4	33.406,8
jun/23	5,606 ± 0,019	21,805 ± 0,272	42,058 ± 0,479	33,626 ± 0,0569	2,511	2,467 ± 0,069	661,1	35.920,8
jul/23	5,777 ± 0,029	26,992 ± 1,572	40,111 ± 0,862	30,619 ± 0,744	2,278	2,339 ± 0,033	965,6	50.673,4
ago/23	6,017 ± 0,007	10,565 ± 0,774	49,599 ± 0,620	36,278 ± 1,105	3,558	2,061 ± 0,234	591,2	43.737,0
set/23	5,715 ± 0,006	18,806 ± 0,704	43,302 ± 0,578	34,941 ± 1,129	2,951	2,550 ± 0,139	603,1	41.238,6
out/23	6,184 ± 0,036	30,608 ± 0,975	35,386 ± 0,576	31,497 ± 0,428	2,509	2,316 ± 0,042	<500	33.197,2
nov/23	5,413 ± 0,038	21,249 ± 0,077	32,853 ± 0,630	43,458 ± 2,440	2,440	1,964 ± 0,198	<500	26.145,4
dez/23	5,862 ± 0,052	20,690 ± 0,966	35,934 ± 0,303	40,750 ± 2,625	2,625	2,258 ± 0,802	527,9	23.652,1
jan/24	5,715 ± 0,022	5,633 ± 0,055	46,337 ± 1,716	44,290 ± 3,740	3,740	2,190 ± 0,118	<500	34.811,9
fev/24	6,184 ± 0,054	7,670 ± 0,206	42,207 ± 0,932	47,591 ± 2,532	2,532	1,950 ± 0,088	<500	32.312,2
mar/24	5,987 ± 0,048	8,398 ± 0,072	43,910 ± 1,074	44,671 ± 1,146	3,021	2,473 ± 0,105	<500	33.510,2
abr/24	6,574 ± 0,009	1,703 ± 0,059	54,241 ± 0,017	39,166 ± 0,041	4,890	2,055 ± 0,224	<500	37.010,7
mai/24	5,949 ± 0,140	6,738 ± 0,050	54,067 ± 1,273	34,231 ± 1,259	4,963	2,691 ± 0,120	597,0	40.328,5
jun/24	6,590 ± 0,035	6,480 ± 0,177	55,047 ± 0,463	33,272 ± 0,468	5,201	2,881 ± 0,108	583,7	41.420,8
jul/24	5,250 ± 0,017	22,644 ± 0,409	41,405 ± 0,322	33,147 ± 0,420	2,804	2,391 ± 0,166	628,8	37.518,7

Amostra	pH	Umidade (%)	MV (%)	Cinzas (%)	H/C	O/C	PCI	DQO (mg kg ⁻¹)	NAT (mg kg ⁻¹)	NTK (mg kg ⁻¹)
ago/24	6,420 ± 0,025	27,363 ± 0,488	42,763 ± 0,697	27,552 ± 0,219	2,322	2,674 ± 0,138	659,4	39.634,4		
set/24	6,624 ± 0,049	10,627 ± 0,204	51,121 ± 0,503	33,563 ± 0,697	4,689	3,029 ± 0,217	767,0	39.626,5		
out/24	6,004 ± 0,040	3,128 ± 0,251	53,759 ± 1,239	39,967 ± 1,485	4,526	2,613 ± 0,186	621,2	37.496,2		

MV: Matéria volátil; CF: Carbono fixo; DQO: Demanda Química de Oxigênio; NTK: Nitrogênio total Kjeldahl; NAT: Nitrogênio amoniacal total; Dados da tabela estão expressos em média ± desvio padrão.

Fonte: A autora (2025).

Tabela 12 – Comparação de resultados de análises agronômicas e de poder calorífico com estudos que utilizaram lodo de esgoto

Umidade (%)	MV (%)	Cinzas (%)	CF (%)	C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	H/C	O/C	PCI (MJ kg ⁻¹)	Ref.
6,48	50,09	39,04	4,39	29,50	4,67	5,27	1,31	-	0,16	-	11,8	(GIL-LALAGUNA et al., 2014)
5,60	54,20	37,20	8,60	25,50	4,50	4,90	2,10	25,80	0,18	0,62	-	(ALVAREZ et al., 2015)
-	54,00	-	-	25,90	4,10	3,60	0,90	16,30	0,16	0,63	11,10	SCHAUM et al., 2016)
6,55	51,44	38,57	10,00	31,71	4,88	5,03	4,81	23,41	0,15	0,74	13,48	(CHAN; WANG, 2016)
5,03	48,14	37,69	7,46	25,32	4,62	3,21	1,29	22,84	0,18	0,67	11,21	(RAVEENDRAVARRIER et al., 2020)
3,50	48,12	44,31	4,07	26,33	4,56	4,84	0,87	15,59	0,17	0,59	9,70	(WANG et al., 2020)
2,44	47,44	46,18	3,94	26,18	3,94	4,22	1,24	17,09	0,15	0,65	10,84	(WANG et al., 2021)
3,50	48,12	44,31	4,07	26,33	4,56	4,84	0,87	19,09	0,17	0,73	9,70	(LIU et al., 2024a)

Resultados apresentados em base seca.

Fonte: A autora (2025).

As composições do DSS são principalmente matéria volátil (35,39 – 52,47%) e teores de cinzas (30,62 - 45,68%). Esses resultados podem ser comparados com a MV (47,44 – 54,20%) e cinzas (37,20 – 46,18%) da literatura indicada na Tabela 12. No entanto, o lodo de esgoto contém apenas uma pequena quantidade de carbono fixo, máximo de 10,0% mostrado em outro estudo (CHAN; WANG, 2016) e mínimo de 3,94% indicado na pesquisa de (WANG et al., 2021). Nesse trabalho, o CF máximo foi de 6,59% (jan/23) e o mínimo de 2,28% (jul/23). Observou-se que as análises agronômicas das amostras neste estudo são comparáveis às relatadas na literatura, para lodo de esgoto seco, de tratamento anaeróbico, com baixo teor de umidade, conforme mostrado na Tabela 12.

Em relação ao pH, observa-se que as amostras de DSS coletadas apresentaram características neutras a levemente ácidas, com valores variando entre $5,250 \pm 0,017$ (jul/24) e $7,085 \pm 0,031$ (dez/22). Essa natureza ácida também foi observada em amostras de lodo de esgoto em outros estudos. Por exemplo, Raveendravarrier et al. (2020) analisaram lodo proveniente de tanques com reator de biofilme de leito fluidizado, tratado anaerobicamente e seco em forno a 105 °C por 6 horas, obtendo pH de 5,23.

De forma semelhante, Chan e Wang (2016) encontraram valores de pH levemente ácidos, variando de 4,44 a 5,84, em amostras de lodo de diferentes estações de recuperação de águas residuárias. Os autores ressaltam que essa acidez não compromete o uso do lodo como matéria-prima em processos de conversão termoquímica.

Outro estudo com lodo de esgoto tratado anaerobicamente em reator UASB apresentou pH de 6,60 Barros et al. (2006), o que também corrobora a faixa observada neste trabalho.

Diante da literatura, conclui-se que os valores de pH encontrados nas amostras do presente estudo estão dentro da faixa esperada para lodos de esgoto tratados termicamente, sem impacto negativo para aplicações energéticas.

Em outra pesquisa, o lodo de esgoto de tratamento anaeróbico em um reator UASB foi seco ao ar ambiente durante 14 dias e ao final deste período apresentou 8,79% de umidade. Para esse lodo que foi seco a baixas temperaturas a concentração de DQO foi de 1133 mg kg⁻¹ (BARROS et al.,

2006). Já para este estudo, em que o lodo passou por secagem a 300 °C, a concentração de DQO apresentou resultados mais baixos em todos os meses, com valores que variaram de 1,86 mg kg⁻¹ (dez/22) a 3,03 mg kg⁻¹ (set/24). Essa baixa concentração de material orgânico em comparação com o estudo que não realizou a secagem em altas temperaturas, está dentro da faixa de resultado esperada.

NTK e NAT tiveram valores que variaram mais ao longo dos meses avaliados. NAT variou de <500 mg kg⁻¹ a 1.629,4 mg kg⁻¹ (mai/23). Em relação ao NTK foi de 23.652,1 (dez/23) a 50.673,4 mg kg⁻¹ (jul/23). No estudo de Giannopoulos et al. (2025), em que analisaram lodo de esgoto seco ao ar com teor de umidade de cerca de 5%, o nitrogênio total foi de 46500 mg kg⁻¹, que se encontra dentro da faixa de valores de NTK para as amostras de DSS deste trabalho. Em referência ao nitrogênio amoniacal os autores apresentaram resultado de aproximadamente 3000 mg kg⁻¹, que está acima do determinado para o DSS, possivelmente devido a degradação térmica de parte do nitrogênio amoniacal que ocorreu durante a secagem a 300 °C no secador rotativo granular.

Em continuidade, reportou-se no estudo de Cristina et al. (2019), para amostras de lodo de esgoto seco, com umidade de 11,2%, obtidas de uma ETE, após passar por um tratamento térmico a 200 °C, resultados de nitrogênio total Kjeldahl de 50.000 mg kg⁻¹ e amoniacal de 2.500 mg kg⁻¹. Estes resultados são mais comparáveis aos dados de NTK e NAT determinados experimentalmente neste trabalho para o DSS, evidenciando que a temperatura de secagem influencia na degradação da carga de nitrogênio. Isso pode ser observado, porque como o DSS foi seco a 300 °C, os resultados de concentração de NTK e NAT foram em sua maioria inferiores ao relatados no estudo acima com secagem do lodo de esgoto a 200 °C.

4.2 Resultados da análise elementar e poder calorífico inferior

A Tabela 13 apresenta os resultados das análises de composição elementar, realizadas para a determinação dos teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio, enxofre e oxigênio. As concentrações de C, H, N e S foram determinadas para as 24 amostras de DSS coletadas no período de novembro de 2022 a outubro de 2024. No entanto, a análise elementar do oxigênio pôde

ser realizada apenas para as 12 primeiras amostras, referentes ao período de novembro de 2022 a outubro de 2023, devido à indisponibilidade de insumos e equipamentos necessários para a conclusão das análises. Pelo mesmo motivo, não foi possível determinar o PCI por meio da bomba calorimétrica para as 12 amostras mais recentes. Assim, em razão da ausência dos dados de oxigênio e da análise calorimétrica, não foi possível calcular nem determinar experimentalmente o PCI das amostras coletadas entre novembro de 2023 e outubro de 2024. Dessa forma, essas análises permanecem pendentes, mas poderão ser realizadas em estudos futuros.

Tabela 13 – Resultados de análise elementar das amostras de lodo de esgoto

Amostra	C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	H/C	O/C
nov/22	25,255 ± 0,559	4,609 ± 0,102	3,613 ± 0,080	2,769 ± 0,061	28,322 ± 0,683	0,18	1,12
dez/22	25,181 ± 0,219	4,747 ± 0,041	3,602 ± 0,031	4,016 ± 0,035	26,472 ± 0,550	0,19	1,05
jan/23	23,401 ± 0,643	3,950 ± 0,109	3,410 ± 0,094	3,459 ± 0,095	25,895 ± 0,065	0,17	1,11
fev/23	25,278 ± 0,308	4,502 ± 0,023	3,654 ± 0,074	3,389 ± 0,065	25,767 ± 0,328	0,18	1,02
mar/23	27,389 ± 0,674	4,975 ± 0,122	3,865 ± 0,095	3,456 ± 0,085	25,885 ± 0,407	0,18	0,95
abr/23	29,799 ± 0,762	5,378 ± 0,138	4,139 ± 0,106	3,596 ± 0,092	25,897 ± 0,191	0,18	0,87
mai/23	25,734 ± 0,736	4,991 ± 0,143	3,796 ± 0,109	3,609 ± 0,103	25,253 ± 0,974	0,19	0,98
jun/23	26,387 ± 0,215	6,029 ± 0,115	3,746 ± 0,054	3,508 ± 0,061	25,895 ± 0,065	0,23	0,98
jul/23	25,403 ± 1,168	5,749 ± 0,373	3,584 ± 0,176	5,381 ± 0,035	25,785 ± 0,387	0,23	1,02
ago/23	26,031 ± 0,128	5,538 ± 0,087	3,501 ± 0,023	3,735 ± 0,095	25,818 ± 0,423	0,21	0,99
set/23	27,205 ± 0,199	5,581 ± 0,110	3,831 ± 0,032	4,443 ± 0,065	25,897 ± 0,191	0,21	0,95
out/23	24,789 ± 0,369	5,174 ± 0,142	3,342 ± 0,039	3,552 ± 0,085	25,263 ± 0,984	0,21	1,02

Amostra	C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	H/C	O/C
nov/23	23,425 ± 0,154	4,710 ± 0,041	3,122 ± 0,008	3,594 ± 0,092	n.d.	n.d.	n.d.
dez/23	23,189 ± 2,130	4,533 ± 0,338	3,078 ± 0,282	3,533 ± 0,103	n.d.	n.d.	n.d.
jan/24	26,072 ± 0,148	5,178 ± 0,001	3,620 ± 0,015	3,403 ± 0,065	n.d.	n.d.	n.d.
fev/24	25,546 ± 0,052	5,189 ± 0,057	3,289 ± 0,040	4,844 ± 0,085	n.d.	n.d.	n.d.
mar/24	28,225 ± 0,242	5,730 ± 0,122	3,728 ± 0,018	5,546 ± 0,092	n.d.	n.d.	n.d.
abr/24	32,395 ± 1,047	6,496 ± 0,212	3,899 ± 0,123	5,888 ± 0,103	n.d.	n.d.	n.d.
mai/24	25,192 ± 0,399	4,793 ± 0,295	4,682 ± 0,069	3,704 ± 0,105	n.d.	n.d.	n.d.
jun/24	27,647 ± 0,022	5,304 ± 0,029	4,826 ± 0,050	3,788 ± 0,051	n.d.	n.d.	n.d.
jul/24	26,364 ± 0,264	4,430 ± 0,029	3,622 ± 0,086	5,102 ± 0,025	n.d.	n.d.	n.d.
ago/24	29,990 ± 0,286	5,094 ± 0,031	5,042 ± 0,066	3,950 ± 0,098	n.d.	n.d.	n.d.
set/24	32,222 ± 0,163	5,116 ± 0,088	5,421 ± 0,018	5,443 ± 0,065	n.d.	n.d.	n.d.
out/24	28,851 ± 0,119	4,742 ± 0,063	4,269 ± 0,012	3,623 ± 0,077	n.d.	n.d.	n.d.

PCI: Poder calorífico inferior; n.d.: não foi possível determinar.

Fonte: A autora (2025).

Em relação os resultados de composição elementar, pode-se avaliar que o teor de carbono variou entre 23,20 e 32,40%; hidrogênio variou entre 3,95 e 6,50%; nitrogênio variou entre 3,08 e 5,42%; enxofre variou entre 2,77 e 5,89%; e oxigênio 25,26 e 28,32%. De modo geral, conforme ilustra a Figura 15, os menores teores de carbono foram observados nos meses de novembro, dezembro e janeiro, com aumento posterior nos meses de março e abril de ambos os anos analisados, seguido de nova redução a partir de maio e novo incremento nos meses de setembro e outubro, indicando uma tendência sazonal na concentração de carbono.

A concentração de hidrogênio apresentou uma tendência de redução nos meses de novembro, dezembro e janeiro, seguida por um aumento nos meses de fevereiro e março. Após esse pico, observou-se nova queda a partir de junho. A concentração de nitrogênio apresentou comportamento semelhante ao observado para o carbono e hidrogênio, reforçando o padrão cíclico ao longo do período analisado. De forma geral, carbono, hidrogênio e nitrogênio apresentaram tendências semelhantes de variação sazonal. Já o enxofre não apresentou um comportamento com tendências claras, mostrando variações mais irregulares ao longo dos meses. O oxigênio, por sua vez, manteve-se relativamente estável, com variações discretas entre os meses, sem apresentar picos ou quedas acentuadas, indicando uma composição mais constante ao longo do tempo.

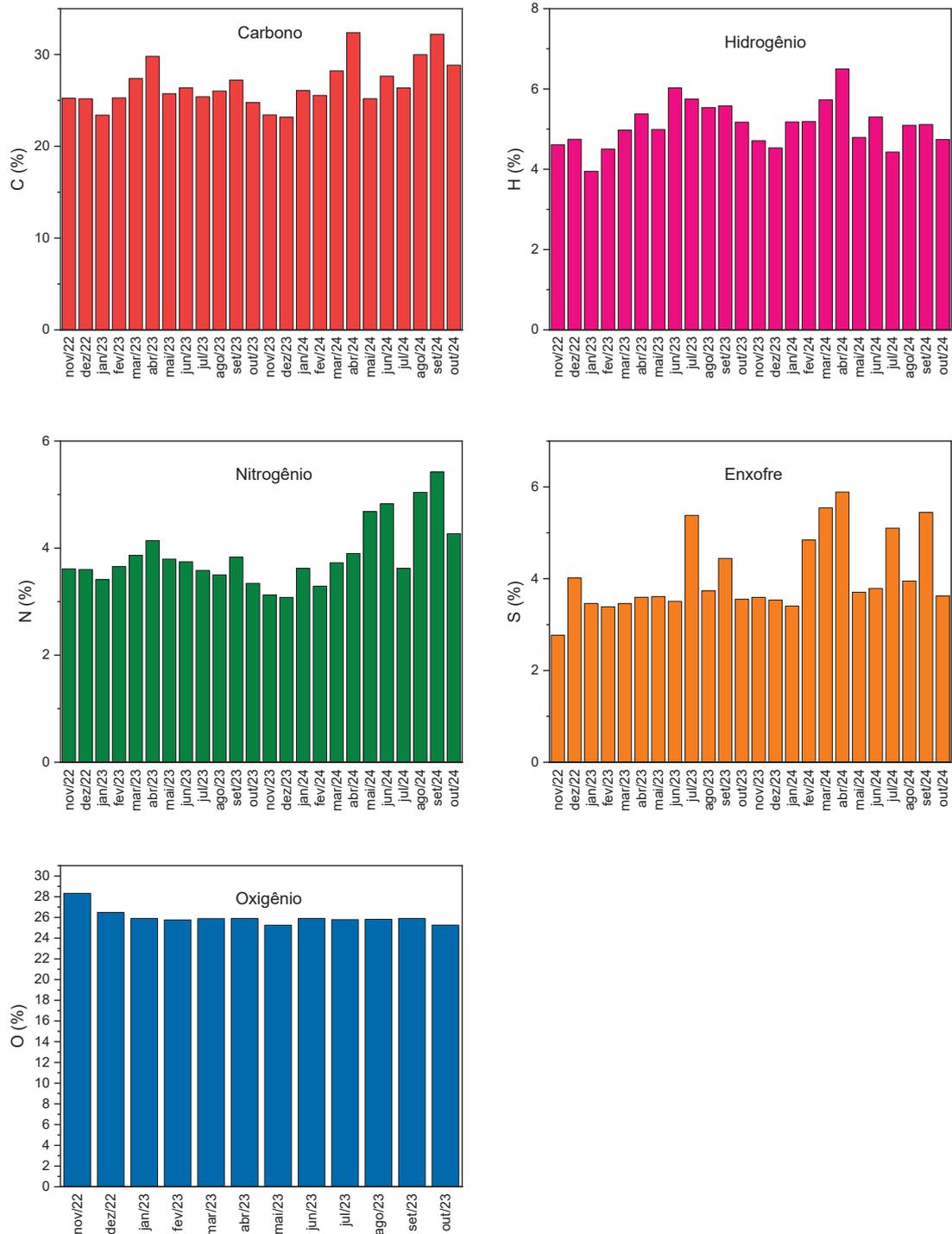
De forma complementar, os resultados das composições elementares das amostras de DSS deste estudo são comparáveis aos relatados na literatura usando lodo de esgoto seco, conforme expressa a Tabela 12. Estes estudos apresentam lodo proveniente de tratamento anaeróbio com características semelhantes ao DSS como baixo teor de umidade, alta concentração de MV, cinzas e baixo teor de CF.

Os resultados da composição elementar obtidos para o DSS da ETE Atuba Sul, que atende parte da população de Curitiba e da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), são comparáveis aos apresentados por (LIU et al., 2024a), conforme indica a Tabela 12, em estudo realizado com lodo de esgoto de uma estação de tratamento localizada na cidade de Hefei, capital da província de Anhui, na China. Hefei possui uma população de aproximadamente 9,85 milhões de habitantes, densidade demográfica de 830 hab km⁻² e clima subtropical úmido, características semelhantes às de Curitiba, que apresenta densidade de 1.131,43 hab km⁻² e o mesmo tipo climático. Ambas as cidades compartilham perfis urbanos consolidados, com forte presença dos setores de comércio, serviços e educação.

A renda per capita anual de Hefei é de aproximadamente \$8.312,95, valor comparável à média de Curitiba e RMC (\$8.364,67 – Tabela A.1 do Apêndice A), o que sugere padrões alimentares e de consumo semelhantes. Essa

equivalência socioeconômica e urbana pode justificar a proximidade entre os resultados de composição elementar e PCI dos lodos analisados.

Figura 15 – Variabilidade da concentração elementar do DSS ao longo do período de 24 meses



Fonte: A autora.

Os valores de PCI calculados pelas equações da Tabela 8, da seção 3.2.3.1, e obtidos experimentalmente pela bomba calorimétrica, estão expressos na Tabela 14. Comparando-se estatisticamente o conjunto de resultados de PCI experimentais com cada grupo de resultados de PCI calculados, com cada equação individualmente, avaliou-se que os resultados não apresentaram diferença significativa no nível de confiança de 95%. Em outras palavras, isso indica que os resultados de PCI experimentais não se diferem dos resultados de PCI calculados pelas 6 diferentes equações.

Por outro lado, existe diferença significativa ao nível de 5% (Apêndice C) entre os resultados de PCI calculados entre as Equações 5 (Dulong Lowry), 6 (Dulong Brandt) e 7 (Dulong Hosokai) em relação a Equação 10 (Steuer). E entre a Equação 7 (Dulong Hosokai) e Equação 8 (Boie). Diante da diferença com os resultados de outras 3 equações, considerou-se que a Equação 10 proposta por Steuer não é tão aplicável para calcular o PCI das amostras de DSS como as demais equações analisadas. Portanto, avalia-se que as Equações 5, 6, 7, 8 e 9 podem ser aplicadas para representar o PCI experimental das amostras de DSS provenientes de Curitiba e RMC.

Tabela 14 – Resultados do poder calorífico das amostras de lodo de esgoto

Amostra	PCI	PCI	PCI	PCI Boie [MJ kg ⁻¹]	PCI	PCI	PCI Bomba Calorimétrica (MJ kg ⁻¹)
	Dulong Lowry [MJ kg ⁻¹]	Dulong Brandt [MJ kg ⁻¹]	Dulong Hosokai [MJ kg ⁻¹]		Channiwala [MJ kg ⁻¹]	Steuer [MJ kg ⁻¹]	
nov/22	10,35 ±	10.12 ±	9,93 ±	11,61 ±	10,15 ± 0,39	11,85 ±	11.89
	0,47	0.42	0,37	0,40		0,43	
dez/22	10,97 ±	10.54 ±	10,22 ±	12,08 ±	10,86 ± 0,13	12,39 ±	10.53
	0,15	0.14	0,12	0,13		0,14	
jan/23	9,27 ±	9.05 ±	8,92 ±	10,52 ±	9,34 ± 0,36	10,66 ±	11.47
	0,39	0.36	0,34	0,37		0,39	
fev/23	10,54 ±	10.22 ±	9,95 ±	11,67 ±	10,51 ± 0,16	11,92 ±	12.99
	0,21	0.18	0,15	0,17		0,20	
mar/23	12,10 ±	11.67 ±	11,32 ±	13,14 ±	12,10 ± 0,39	13,48 ±	12.56
	0,42	0.39	0,36	0,40		0,41	
abr/23	13,52 ±	13.01 ±	12,59 ±	14,50 ±	13,46 ± 0,45	14,90 ±	13.17
	0,50	0.46	0,43	0,46		0,49	

Amostra	PCI	PCI	PCI	PCI Boie [MJ kg ⁻¹]	PCI	PCI	PCI Bomba Calorimétrica (MJ kg ⁻¹)
	Dulong Lowry [MJ kg ⁻¹]	Dulong Brandt [MJ kg ⁻¹]	Dulong Hosokai [MJ kg ⁻¹]		Channiwala [MJ kg ⁻¹]	Steuer [MJ kg ⁻¹]	
mai/23	11,69 ± 0,61	11,22 ± 0,55	10,77 ± 0,48	12,66 ± 0,53	11,58 ± 0,51	13,04 ± 0,56	10.91
jun/23	12,93 ± 0,253	11,65 ± 0,54	11,62 ± 0,18	13,79 ± 0,22	12,81 ± 0,21	14,40 ± 0,25	10.42
jul/23	12,75 ± 0,87	9,52 ± 0,55	11,23 ± 0,73	13,54 ± 0,82	12,19 ± 0,96	14,13 ± 0,89	10.79
ago/23	12,48 ± 0,15	9,46 ± 0,07	11,28 ± 0,07	13,32 ± 0,16	12,50 ± 0,57	13,86 ± 0,17	10.06
set/23	12,70 ± 0,19	10,31 ± 0,08	11,59 ± 0,18	13,69 ± 0,17	13,55 ± 0,21	14,18 ± 0,19	12.05
out/23	11,63 ± 0,18	9,64 ± 0,22	10,56 ± 0,17	12,50 ± 0,20	12,43 ± 0,21	12,97 ± 0,21	9.24

PCI: Poder calorífico inferior.

Fonte: A autora (2025).

Em referência aos resultados de PCI, outros estudos relataram valores entre 9,70 e 13,48 MJ kg⁻¹, os quais se encontram dentro da média experimental (11,34 MJ kg⁻¹) e da média dos valores calculados (11,74; 10,53; 10,83; 12,75 e 11,79 MJ kg⁻¹) obtidos neste trabalho pelas Equações 5, 6, 7, 8 e 9, respectivamente.

Para a amostra de abril de 2023, foram encontrados valores de PCI experimental de 13,01 MJ kg⁻¹, e valores calculados entre 12,59 e 14,50 MJ kg⁻¹, que se assemelham ao relatado por Chan e Wang (2016), cujo valor foi de 13,48 MJ kg⁻¹. Esse desempenho elevado pode ser atribuído ao baixo teor de umidade e ao alto teor de carbono, sendo que o estudo citado apresentou 31,71% de carbono, valor comparável ao da amostra de abril/23 (29,80%).

Por outro lado, as demais amostras de DSS apresentaram desempenho inferior ao descrito por Chan e Wang (2016), o que pode estar relacionado às diferenças nas características regionais e alimentares das populações de origem dos lodos analisados. O estudo comparado foi realizado com lodo de esgoto seco de uma ETE localizada em Cingapura, cidade-estado do Sudeste Asiático com clima tropical úmido, população de aproximadamente 5,9 milhões de habitantes, densidade demográfica de 8.230 hab·km⁻², e uma economia altamente desenvolvida, com destaque para os setores de manufatura, finanças,

seguros, comércio atacadista e tecnologia. A renda per capita anual é de aproximadamente \$61.174,00, e o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) é de 0,939, um dos mais elevados do mundo (RAIHAN; TUSPEKOVA, 2022). O padrão alimentar da população de Cingapura, mais sofisticado e diversificado, com maior consumo de alimentos de alto valor nutricional, difere significativamente daquele observado em Curitiba e RMC, o que pode influenciar a composição do lodo gerado.

Em contraste, o valor de PCI obtido para o lodo de esgoto da cidade de Taiyuan, capital da província de Shanxi, China, foi de 10,84 MJ·kg⁻¹ (WANG et al., 2021), inferior à média observada neste estudo. Taiyuan possui uma população de aproximadamente 4,3 milhões de habitantes, densidade demográfica estimada em 600 hab·km⁻², clima continental temperado, com invernos rigorosos e verões quentes, e uma economia tradicionalmente baseada em indústrias como carvão, siderurgia, metalurgia e produtos químicos, embora esteja em processo de transição para setores emergentes como tecnologia da informação e biotecnologia (HONG, 2024).

Já Curitiba e RMC onde este estudo foi conduzido, apresentam clima subtropical úmido, com invernos frios e verões amenos e com densidade demográfica de 1.131,43 hab·km⁻². A economia regional é diversificada, com predominância dos setores de serviços, comércio, tecnologia e administração pública, e o PIB per capita médio da população de Curitiba e RMC que abastece a ETE Atuba SUI é de \$8.364,67, com IDH de 0,741 (Tabela A.1 do Apêndice A). Essas diferenças estruturais, econômicas e culturais ajudam a explicar as variações nos valores de PCI entre os diferentes contextos urbanos analisados.

Em continuidade, a amostra de outubro de 2023, com maior teor de umidade, apresentou os piores resultados de PCI, sendo 9,64 MJ kg⁻¹ (experimental) e 9,24 MJ kg⁻¹ (calculado). Conforme avaliado por Komilis et al. (2014), altos teores de umidade reduzem significativamente o poder calorífico dos materiais, ainda que elevados teores de matéria volátil (MV) e baixos teores de cinzas possam contribuir positivamente para o PCI.

Nesse sentido, mesmo com teores elevados de cinzas, a alta fração de matéria volátil observada suporta a viabilidade do DSS em processos termoquímicos, conforme apontado por Thipkhunthod et al. (2005). O estudo

reforça que baixos teores de umidade aumentam o PCI, enquanto a umidade excessiva compromete severamente o seu potencial energético.

Esse comportamento indica que, em períodos de estiagem e baixa precipitação, o DSS pode apresentar maior potencial energético do que em períodos com maior pluviosidade. Portanto, a coleta das amostras ao longo de 12 meses se mostrou suficiente para evidenciar a relação inversa entre o PCI e o teor de umidade.

Em relação a H/C e O/C, da Tabela 13, os resultados flutuaram de 0,17 a 0,23 e 0,87 a 1,12, respectivamente. Os resultados de H/C foram semelhantes aos relatados em Wang et al. (2020), mas foram maiores do que outros (GILLALAGUNA et al., 2014). Além disso, os resultados de O/C deste trabalho também foram maiores do que aqueles descritos nos trabalhos apresentados na Tabela 12, o que indica que as amostras de DSS tem baixo grau de condensação e alta atividade, providenciando certo potencial de combustão.

Isso pode ser verificado, pois o elemento C foi a principal fonte de calor, uma vez que estava presente em maior porcentagem, e H e O estavam ligados à atividade do combustível (WANG et al., 2021). Os dados indicam um perfil de reatividade favorável, reforçando ainda mais o lodo de esgoto seco como um potencial biocombustível para processos de conversão termoquímica. Essas descobertas fornecem uma base sólida para otimizar o lodo de esgoto como uma fonte de energia sustentável, enfatizando a necessidade de controle de umidade e padronização composicional para aplicações térmicas eficientes.

4.3 Resultados das análises de concentração de metais

As Tabelas 15 e 16 apresentam os resultados das concentrações de metais nas amostras de DSS ao longo dos meses analisados. Inicialmente, observaram-se que os teores de metais como arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco — todos listados pela Resolução CONAMA (2020) e IAT (2025 com limites máximos permitidos para disposição de lodo no solo — encontram-se, em todas as amostras analisadas, dentro dos limites estabelecidos (conforme Tabela 1 e Tabela 3, no subtópico 2.2 do Capítulo 2).

A única exceção observada foi em relação ao zinco, cuja concentração na amostra de janeiro de 2023 atingiu 8.805 mg kg^{-1} , valor superior ao limite permitido de 7.500 mg kg^{-1} para lodo de Classe 2 (CONAMA, 2020) e Classe B (IAT, 2025). Essa ocorrência pontual pode estar associada a uma contaminação localizada no lodo de esgoto. Por outro lado, as menores concentrações de zinco foram registradas nas amostras de março (2.745 mg kg^{-1}) e maio (2.765 mg kg^{-1}), sendo as únicas abaixo do limite de 2.800 mg kg^{-1} estabelecido para lodo de Classe 1 (CONAMA, 2020) e Classe A (IAT, 2025).

As demais amostras apresentaram concentrações compatíveis com os limites definidos para lodos de Classe 2 e Classe B. Considerando que a maior parte dos resultados se enquadra nas faixas permitidas pelas legislações vigentes, e que houve apenas uma exceção pontual ao longo do período analisado, o uso agrícola do biossólido permanece autorizado, conforme os critérios estabelecidos pelas normativas ambientais.

Foi realizada uma pesquisa com o objetivo de identificar a causa do excesso de zinco nas amostras de lodo de esgoto das ETEs da Região Metropolitana de Curitiba, nos anos de 2022 e 2023. Os resultados evidenciaram concentrações de zinco superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498/2020, sendo constatado que esses teores elevados estavam associados ao uso de cloreto férrico com altos níveis de Zn no processo de tratamento físico-químico do esgoto.

O estudo demonstrou que, além da composição do lodo estar diretamente relacionada às características do esgoto de origem, ela também é significativamente influenciada pelos insumos utilizados nos processos de tratamento. Amostras coletadas no secador térmico — mesmo ponto de coleta do DSS — em 07/11/2022, apresentaram concentração de zinco de $5.240,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (BITTENCOURT, 2024), valor comparável ao encontrado na amostra de DSS de 04/11/2022, que foi de $4.570,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

Além de contribuir para o aumento da concentração de zinco, o floculante também foi responsável pelas elevadas concentrações de ferro nas amostras de DSS, que variaram de $157,3 \text{ g kg}^{-1}$ (jun/23) a $228,0 \text{ g kg}^{-1}$ (jan/23). Segundo Bittencourt (2024), nas ETEs analisadas, para cada 12.103,20 toneladas de sólidos totais de lodo removido na etapa de floculação, são

aplicadas, em média, 17.519,57 toneladas de FeCl_3 . Essa adição de floculante pode estar contribuindo para a presença significativa de Zn e Fe no lodo, uma vez que grande parte desses elementos é retida durante o tratamento físico-químico.

A Tabela 17 apresenta uma comparação com estudos anteriores que investigaram a concentração de metais em lodos de esgoto seco. Esses estudos evidenciam a alta variabilidade na composição metálica de lodo de esgoto, a qual também foi presenciada para DSS.

Em relação ao teor do zinco, seus resultados nos estudos analisados variaram de $487,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (FOLGUERAS et al., 2003) a $4.660,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (ALVAREZ et al., 2015). Ressalta-se que esse último estudo também reporta uma concentração de zinco que se encontra como lodo Classe 2 (CONAMA, 2020) e Classe B (IAT, 2025).

O As, por exemplo, foi detectado, mas em concentrações que variaram dentro do intervalo de $0,88$ (out/24) a $5,75 \text{ mg kg}^{-1}$ (nov/22). Esses resultados estão abaixo do limite imposto pelo CONAMA para biossólido Classe 1 (41 mg kg ST^{-1}). Os estudos sintetizados na Tabela 17 que analisaram a presença de Arsênio, reportaram resultados que variaram de $<0,1$ (CRISTINA et al., 2019) a $19,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (FOLGUERAS et al., 2003) e que também estão dentro da legislação.

O Hg foi detectado nas amostras de DSS com concentrações que variaram entre $0,11$ a $1,11 \text{ mg kg ST}^{-1}$. Estas concentrações são similares as reportadas nos estudos da Tabela 16. Outro metal analisado, o bário, apresentou concentrações variando entre 311 mg kg^{-1} , observada em julho de 2023, e 483 mg kg^{-1} , registrada em janeiro de 2023. Esses valores estão similares aos analisados nos estudos de (CHAN; WANG, 2016; FOLGUERAS et al., 2003).

Outro aspecto observado foi que, os metais prata, boro, cádmio, cobalto, molibdênio, chumbo, antimônio, tálio e vanádio apresentaram concentrações muito baixas, frequentemente abaixo do limite de detecção do método analítico empregado. No entanto, nas amostras coletadas nos meses de setembro e outubro de 2024, foram detectadas concentrações acima do limite de detecção para os metais cádmio, molibdênio, níquel, chumbo e antimônio.

Tabela 15 – Resultados análises de determinação de metais (Ag – Mg)

Concentração metais [mg kg de ST ⁻¹]															
	Ag	Al	As	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	Li	Mg
nov/22	< 1,00	5.620,0 0	5,75	< 0,50	426,67	11.566,67	< 0,10	< 0,50	160,67	317,67	172.166,67	0,20	832,67	11,27	2.603,3 3
dez/22	< 1,00	5.781,6 7	5,59	< 0,50	365,33	10.666,67	< 0,10	< 0,50	183,33	205,67	186.666,67	0,29	794,33	15,97	2.573,3 3
jan/23	< 1,00	6.793,3 3	5,38	< 0,50	482,00	13.150,00	< 0,10	< 0,50	229,33	277,33	228.000,00	0,12	922,33	13,53	3.183,3 3
fev/23	< 1,00	6.534,3 3	5,37	< 0,50	419,33	13.090,00	< 0,10	< 0,50	199,33	278,67	207.000,00	0,22	908,67	12,40	2.990,0 0
mar/23	< 1,00	6.343,3 3	3,05	< 0,50	353,67	13.466,67	< 0,10	< 0,50	161,33	295,00	171.333,33	0,27	906,67	11,97	2.860,0 0
abr/23	< 1,00	6.020,0 0	3,29	< 0,50	453,67	12.966,67	< 0,10	< 0,50	176,33	306,00	165.666,67	0,34	880,67	10,65	2.616,6 7
mai/23	< 1,00	5.636,6 7	3,20	< 0,50	340,67	11.033,33	< 0,10	< 0,50	164,33	283,00	189.666,67	0,24	873,00	10,15	2.450,0 0
jun/23	< 1,00	5.623,3 3	3,26	< 0,50	388,67	12.433,33	< 0,10	< 0,50	196,67	536,00	180.033,33	0,31	845,33	10,47	2.610,0 0
jul/23	< 1,00	6.536,6 7	3,52	< 0,50	312,33	13.366,67	< 0,10	< 0,50	200,33	426,67	157.333,33	0,70	967,00	10,87	2.966,6 7
ago/23	< 1,00	6.036,6 7	3,87	< 0,50	342,67	12.733,33	< 0,10	< 0,50	207,67	348,33	165.666,67	0,36	855,67	10,40	2.603,3 3
set/23	< 1,00	6.480,0 0	4,35	< 0,50	358,00	11.666,67	< 0,10	< 0,50	244,67	269,67	177.666,67	0,33	884,33	9,97	2.440,0 0
out/23	< 1,00	7.590,0 0	3,46	< 0,50	404,67	12.166,67	< 0,10	< 0,50	192,33	325,67	186.666,67	0,34	1520,0 0	199,6 7	3.223,3 3
nov/23	< 1,00	6.733,3 3	2,62	< 0,50	362,33	11.300,00	< 0,10	< 0,50	214,67	349,00	217.666,67	0,27	1066,0 0	202,0 0	3.096,6 7
dez/23	< 1,00	6.920,0 0	4,33	< 0,50	342,67	10.500,00	< 0,10	< 0,50	197,00	316,67	102.700,00	0,36	669,00	23,83	1.613,3 3
jan/24	< 1,00	6.273,3 3	2,38	< 0,50	263,0 0	9.520,00	< 0,10	< 0,50	222,6 7	301,6 7	186.666,6 7	0,19	776,67	6,62	2.470,0 0
fev/24	< 1,00	8.073,3 3	1,73	< 0,50	278,3 3	11.533,3 3	< 0,10	< 0,50	192,6 7	417,0 0	157.333,3 3	0,15	1023,3 3	8,16	3.496,6 7

Concentração metais [mg kg de ST ⁻¹]														
Ag	Al	As	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	Li	Mg
mar/24	< 6.256,6 1,00	1,71	< 0,50	277,6 7	9.320,00	< 0,10	< 0,50	226,3 3	532,6 7	156.000,0 0	0,22	772,33	6,64	1.813,3 3
abr/24	< 6.360,0 1,00	1,22	< 0,50	260,3 3	16.033,3 3	< 0,10	< 0,50	175,3 3	504,3 3	110.666,6 7	0,13	836,33	6,44	3.700,0 0
mai/24	< 3.870,0 1,00	1,27	< 0,50	252,3 3	13.233,3 3	< 0,10	< 0,50	431,3 3	582,6 7	125.000,0 0	0,23	527,33	6,86	2.383,3 3
jun/24	< 3.956,6 1,00	1,18	< 0,50	276,0 0	13.466,6 7	< 0,10	< 0,50	225,3 3	342,6 7	120.333,3 3	0,19	780,67	6,88	2.313,3 3
jul/24	< 3.913,3 1,00	1,40	< 0,50	217,6 9	12.066,6 7	< 0,10	< 0,50	178,6 7	301,6 7	168.666,6 7	0,15	784,33	9,49	2.310,0 0
ago/24	< 4.300,0 1,00	1,28	< 0,50	225,6 2	14.600,0 0	< 0,10	< 0,50	212,0 0	301,6 7	129.000,0 0	0,19	836,67	9,61	2.196,6 7
set/24	< 4.013,5 1,00	1,11	< 0,50	217,69 3	14.908,10	8,18	< 0,50	131,87	426,62	129.953,33	1,11	780,67	< 1,00	2.469,2 1
out/24	< 4.515,0 1,00	0,88	< 0,50	225,64 8	15.016,13	10,79	< 0,50	119,72	346,31	168.440,67	0,11	703,06	< 1,00	2.343,1 6

Fonte: A autora (2025).

Tabela 16 – Resultados análises de determinação de metais (Mn – Zn)

Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Tl	V	Zn
nov/22	< 1,00	1.353,33	< 0,50	22.700,00	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.470,00	< 1,00	79,67	< 1,00	< 1,00	4.570,00
dez/22	437,67	1.123,33	< 0,50	20.333,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.906,67	< 1,00	58,13	< 1,00	< 1,00	5.673,33
jan/23	364,67	1.443,33	< 0,50	23.666,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3.813,33	< 1,00	76,23	< 1,00	< 1,00	8.800,00
fev/23	319,67	1.406,67	< 0,50	23.833,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3.903,33	< 1,00	75,93	< 1,00	< 1,00	4.796,67
mar/23	279,67	1.390,00	< 0,50	24.033,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.086,67	< 1,00	76,70	< 1,00	< 1,00	2.750,00
abr/23	286,00	1.366,67	< 0,50	23.366,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.456,67	< 1,00	91,33	< 1,00	< 1,00	3.116,67

	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Tl	V	Zn
mai/23	249,33	< 1,00	1.570,00	< 0,50	21.733,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.566,67	< 1,00	60,63	< 1,00	< 1,00	2.780,00
jun/23	285,33	< 1,00	1.480,00	< 0,50	24.466,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.106,67	< 1,00	68,17	< 1,00	< 1,00	3.896,67
jul/23	372,67	< 1,00	1.623,33	< 0,50	24.866,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3.616,67	< 1,00	73,83	< 1,00	< 1,00	4.143,33
ago/23	344,00	< 1,00	1.573,33	< 0,50	21.233,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3.603,33	< 1,00	67,20	< 1,00	< 1,00	2.820,00
set/23	300,00	< 1,00	1.643,33	< 0,50	21.633,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.230,00	< 1,00	64,40	< 1,00	< 1,00	3.526,67
out/23	308,67	< 1,00	6.441,33	< 0,50	23.533,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3.250,00	< 1,00	232,00	< 1,00	< 1,00	3.270,00
nov/23	272,00	< 1,00	3.043,33	< 0,50	21.933,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3.180,65	< 1,00	231,33	< 1,00	< 1,00	4.776,67
dez/23	269,00	< 1,00	1.196,67	< 0,50	21.100,00	< 0,10	< 0,10	< 0,10	2.780,00	< 1,00	70,70	< 1,00	< 1,00	5.986,67
jan/24	251,33	< 1,00	1.360,00	< 0,50	20.766,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	1.696,67	< 1,00	51,27	< 1,00	< 1,00	6.790,00
fev/24	303,00	< 1,00	1.593,33	< 0,50	22.133,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	2.480,00	< 1,00	51,27	< 1,00	< 1,00	6.790,00
mar/24	223,67	< 1,00	1.426,67	< 0,50	20.066,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	1.686,67	< 1,00	47,27	< 1,00	< 1,00	3.400,00
abr/24	289,33	< 1,00	1.570,00	< 0,50	18.433,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	4.180,00	< 1,00	52,83	< 1,00	< 1,00	3.456,67
mai/24	279,33	< 1,00	1.803,33	< 0,50	19.033,33	< 0,10	< 0,10	< 0,10	1.530,00	< 1,00	48,53	< 1,00	< 1,00	2.783,33
jun/24	265,00	< 1,00	1.510,00	< 0,50	19.800,00	< 0,10	< 0,10	< 0,10	1.843,33	< 1,00	68,07	< 1,00	< 1,00	4.646,67
jul/24	202,00	< 1,00	1.883,33	< 0,50	20.566,67	< 0,10	< 0,10	< 0,10	2.970,00	< 1,00	64,83	< 1,00	< 1,00	3.206,67
ago/24	224,67	< 1,00	1.766,67	< 0,50	18.000,00	< 0,10	< 0,10	< 0,10	3106,67	< 1,00	66,80	< 1,00	< 1,00	7.376,67
set/24	180,91	8,49	1.464,19	38,45	18.023,87	89,74	< 0,10	< 0,10	1.830,49	17,78	57,31	< 1,00	< 1,00	3.946,49
out/24	183,20	23,28	1.497,25	25,27	18.291,60	99,37	< 0,10	< 0,10	2.654,00	15,86	55,47	< 1,00	< 1,00	4.030,29

Fonte: A autora (2025).

Tabela 17 – Concentração de metais de lodo de esgoto seco de outros estudos em comparação com DSS

Elementos/ Ref.	Concentração dos metais (mg kg ⁻¹)							Média resultados DSS
	(FOLGU ERAS et al., 2003)	(ALVAREZ et al., 2015)	(CHAN; WANG, 2016)	(CRISTINA et al., 2019)	(RAVEEND RAVARRIE R et al. 2020)	(ONOFRE et al., 2015)		
Ag	10,7	-	3,0	-	-	-	-	<1,0
Al	28.700,0	-	28.300,0	-	10.200,0	-	-	5.840,9
As	19,3	-	11,0	<0,1	4,6	-	-	3,0
B	14,0	-	-	41,0	-	-	-	<0,5
Ba	365,0	1.144,0	277,0	-	-	-	-	327,0
Ca	19.520,0	-	27.000,0	46.400,0	45.100,0	16500,0	16500,0	12.491,8
Cd	0,6	-	0	<0,1	2,9	5,1	-	<0,1
Co	4,0	-	5,0	-	-	-	-	<0,5
Cr	23,0	637,0	167,0	217,0	520,3	68,8	-	201,8
Cu	103,8	1.384,0	565,0	396,0	502,3	123,5	-	358,0
Fe	70.500,0	-	19.200,0	34.800,0	10.600,0	-	-	165.012,3
Hg	1,4	2,0	-	<0,1	-	-	-	0,3
K	2.800,0	-	3.100,0	1.800,0	68700,0	-	-	864,5
Li	9,4	-	-	-	-	-	-	27,9
Mg	18.000,0	-	5.500,0	11.600,0	12.000,0	521,0	-	2.638,6
Mn	378,0	-	120,0	228,0	159,8	-	-	294,1
Mo	2,2	-	10,0	-	-	-	-	<1,0
Na	700,0	-	700,0	1.900,0	77.800,0	-	-	1.772,1

Concentração dos metais (mg kg ⁻¹)									
Elementos/ Ref.	(FOLGU ERAS et al., 2003)	(ALVAREZ et al., 2015)	(CHAN; WANG, 2016)	(CRISTINA et al., 2019)	(RAVEEND		(ONOFRE et al., 2015)	Média	resultados DSS
					RAVARRIE R et al. 2020)	RAVARRIE et al., 2015)			
Ni	17,0	410,0	73,0	137,0	-	-	89,8	<0,5	
P	23.000,0	-	19.700,0	-	17.600,0	800,0	29.697,9		
Pb	68,5	323,0	23,0	79,0	198,9	143,1	<0,1		
Sb	2,5	-	-	-	-	-	<0,1		
Se	0,9	-	-	-	-	-	<0,1		
Si	22.260,0	-	97.100,0	-	37.600,0	-	3.289,5		
Sn	17,6	232,0	27,0	-	198,7	-	16,8		
Sr	155,0	2.002,0	75,0	-	-	-	78,7		
Tl	-	-	-	-	-	-	<1,0		
V	23,0	-	19,0	-	-	-	<1,0		
Zn	487,0	4.660,0	1.494,0	719,0	1.138,5	1.256,1	4.472,2		

Por exemplo, o chumbo, que apresentou concentrações inferiores a $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ nas amostras de DSS entre novembro de 2022 e agosto de 2024, apresentou valores significativamente mais elevados em setembro ($89,74 \text{ mg kg}^{-1}$) e outubro de 2024 ($99,37 \text{ mg kg}^{-1}$).

Estudos demonstram que alterações sazonais em parâmetros como pH, temperatura, condutividade elétrica e matéria orgânica dissolvida influenciam significativamente a mobilidade e a solubilidade de metais como chumbo, cádmio e níquel em efluentes industriais. Essas variações podem ocasionar picos de concentração em determinados períodos do ano, especialmente durante meses de transição climática, como setembro e outubro (MAPHANGA et al., 2024). Complementarmente, Valle et al. (2012) apontam que esses parâmetros podem variar sazonalmente ou em decorrência de descargas industriais específicas foi identificada uma elevada concentração de cromo ($31.570 \text{ mg kg}^{-1}$) em lodo de esgoto, atribuída à presença de resíduos industriais oriundos de setores como curtumes, têxteis, madeireiras, metalúrgicas e de pigmentos — evidenciando como a origem industrial pode impactar diretamente a carga metálica presente. (RONDA et al., 2019).

Além dos elementos já discutidos, destaca-se a presença de alumínio e cálcio nas amostras de DSS. As concentrações de alumínio variaram entre $3.870,0$ e $8.073,3 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto o cálcio apresentou teores entre $9.320,0$ e $16.033,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 17). Esses valores estão abaixo das concentrações máximas reportadas na literatura. Por exemplo, Folgueras et al. (2003) e Chan & Wang (2016) relataram teores de alumínio de $28.700,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e $28.300,0 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, enquanto Raveendravarrier et al. (2020) reportaram $10.200,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

Dando continuidade à análise dos elementos presentes nas amostras de DSS, destaca-se o fósforo, cujas concentrações variaram entre 18.000 e $24.866,67 \text{ mg kg}^{-1}$. Esses valores estão em consonância com os dados reportados na literatura, conforme apresentado na Tabela 17 ($17.600,0 - 23.000,0 \text{ mg kg}^{-1}$). A relevância dessas concentrações se intensifica diante do papel essencial do fósforo para os ecossistemas e a produção agrícola, aliado à limitação de suas reservas naturais. De acordo com Zhu et al. (2022), a escassez crescente desse nutriente e o aumento dos custos de extração têm impulsionado estratégias de recuperação a partir de subprodutos. Nesse contexto, o lodo de esgoto, que representa o principal destino do

fósforo presente nas águas residuárias domésticas e industriais, tem sido considerado uma fonte viável e sustentável para sua recuperação.

A composição do lodo de esgoto reflete os hábitos alimentares e o perfil socioeconômico da população atendida pelas estações de tratamento. A comparação entre os dados obtidos para o DSS da ETE Atuba Sul, que atende parte da população de Curitiba e da RMC e o lodo de esgoto da ETE de Toledo - PR (ONOFRE et al., 2015) evidencia diferenças que podem ser atribuídas a esses aspectos.

Curitiba e RMC apresentam um perfil urbano, com forte presença dos setores de serviços, comércio e administração pública. A população possui maior acesso a alimentos industrializados e ultraprocessados, com padrão alimentar médio, em função do salário médio da população de 2,71 salários-mínimos ou \$690,60 (Tabela A.1 do Apêndice A). Essa renda mensal, aliada aos hábitos de uma região central, caracteriza-se pelo consumo elevado de carnes, bebidas adoçadas, produtos de panificação e alimentos prontos para consumo (IPPUC, 2025). Esse padrão alimentar urbano contribui para a variabilidade observada nos teores de nitrogênio (23.652–50.673 mg kg⁻¹), fósforo (18.000–24.866 mg kg⁻¹) e potássio (527–2.881 mg kg⁻¹) no lodo analisado, além de influenciar a composição orgânica (DQO: 1,86 mg kg⁻¹ - 3,03 mg kg⁻¹) e a carga de matéria volátil (35,39–55,05%).

Em contraste, Toledo, localizada no oeste do Paraná, é reconhecida como um dos maiores polos agroindustriais do estado, com forte produção de proteína animal (aves, suínos e leite), grãos e derivados (TOLEDO, 2025). A alimentação da população local reflete essa base produtiva, com elevado consumo de carnes, leite, feijão, arroz, frutas e hortaliças, conforme demonstrado por estudo com escolares do município (DALLA COSTA et al., 2007). Esse padrão alimentar está associado a um lodo com composição mais estável e elevada em nutrientes, como nitrogênio (38.000 mg kg⁻¹), fósforo (17.600 mg kg⁻¹) e potássio (2.100 mg kg⁻¹), além de maior teor de matéria volátil (51,7%).

Além disso, o perfil socioeconômico de Toledo, com forte vínculo ao setor agroindustrial e menor presença de indústrias químicas e de transformação, contribui para a baixa concentração de metais pesados no lodo, o que favorece seu uso agrícola. Já em Curitiba e RMC, a diversidade de atividades econômicas e a maior densidade média urbana para a região, de 1.131,43 hab km⁻² (Tabela A.1 do Apêndice A), podem contribuir para a presença de metais pesados em concentrações mais

elevadas, mesmo que dentro dos limites legais, quando comparadas aos resultados apresentados no estudo de Toledo, cidade com densidade demográfica de 125,6 hab km⁻² e salário médio mensal de 2,4 salários-mínimos, equivalente a \$611,03 (IBGE, 2024).

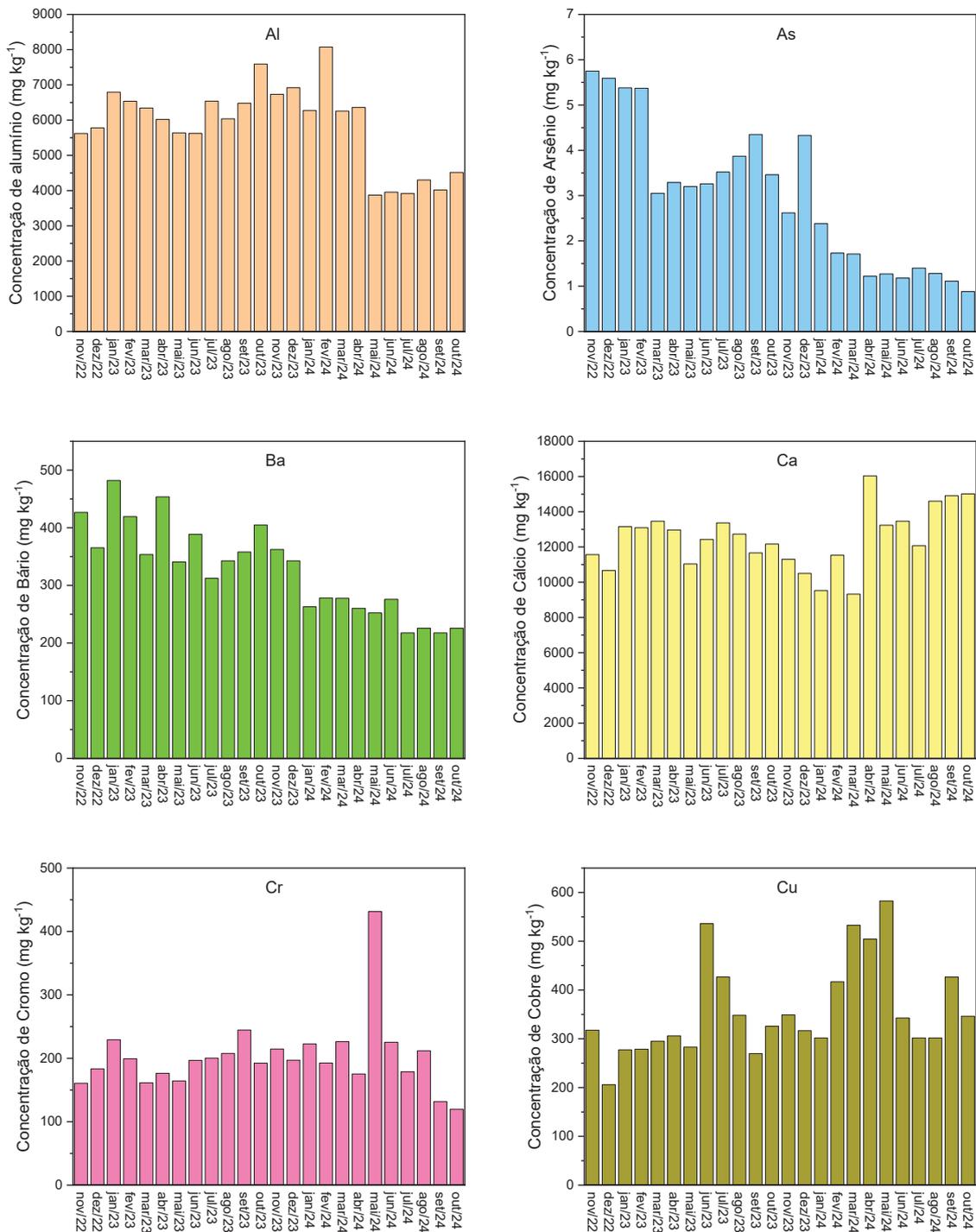
Por exemplo, a concentração de cromo neste estudo varia na faixa de 119 – 244 mg kg⁻¹, enquanto a concentração no estudo de Toledo foi de 68,8 mg kg⁻¹. O mesmo pode ser observado para o Cobre (DSS: 205 – 582 mg kg⁻¹; Toledo: 123 mg kg⁻¹). Essas diferenças reforçam a importância de considerar o contexto alimentar e socioeconômico regional na caracterização do lodo de esgoto, com vistas à projeção de equipamentos para seu aproveitamento energético.

As Figuras 16, 17 e 18 apresentam gráficos da variabilidade mensal das concentrações de metais nas amostras de DSS ao longo de 24 meses. Avalia-se que os elementos como alumínio, ferro, cálcio, fósforo e zinco apresentaram as maiores concentrações ao longo do período. O alumínio, por exemplo, apresentou maiores picos de concentração em janeiro e outubro de 2023 — meses com elevados índices pluviométricos (184,1 mm e 413,4 mm, respectivamente). Embora não tenha sido utilizado coagulante à base de alumínio na ETE analisada, a presença desse elemento pode estar associada à composição natural do esgoto proveniente das águas residuárias domésticas, além do escoamento urbano ou à contribuição de fontes industriais, como sugerido por Feng et al. (2023), que destacam a presença de Al em esgotos urbanos com carga industrial.

Para o cálcio, os valores encontrados também são inferiores aos observados por Cristina et al. (2019) (46.400,0 mg kg⁻¹) e Raveendravarrier et al. (2020) (45.100,0 mg kg⁻¹), embora estejam dentro da faixa esperada para lodos de origem urbana e industrial, como indicado por Folgueras et al. (2003) (19.520,0 mg kg⁻¹) e Chan & Wang (2016) (27.000,0 mg kg⁻¹).

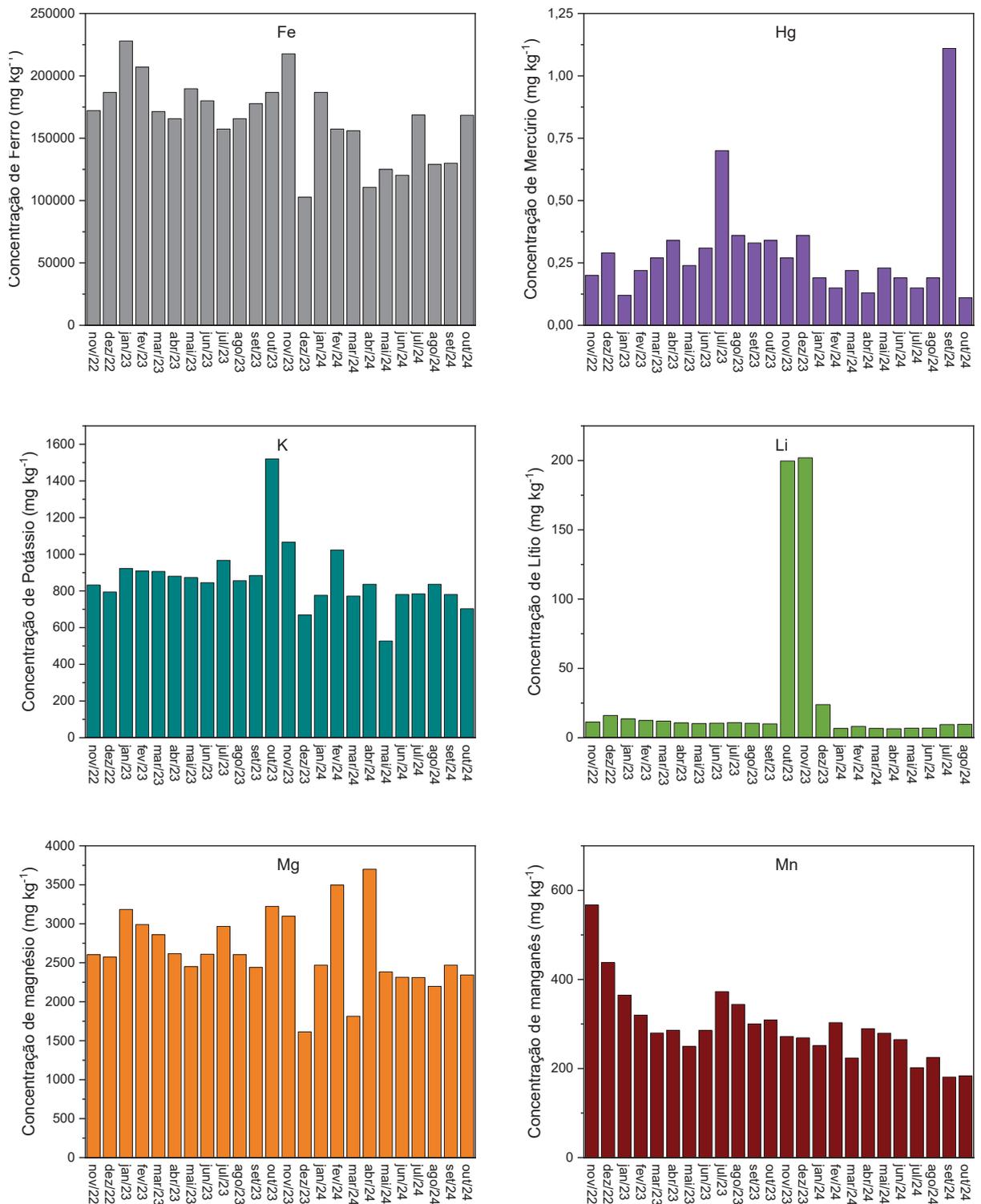
A presença do cálcio pode influenciar o comportamento químico do lodo e seu potencial uso agrícola, uma vez que o cálcio, por exemplo, pode atuar como corretivo de acidez do solo. Segundo Batista et al. (2018), o cálcio é um dos nutrientes mais importantes para a estruturação do solo e para o desenvolvimento radicular das plantas, sendo sua presença em subprodutos orgânicos um fator positivo para a fertilidade do solo.

Figura 16 – Variabilidade da concentração de Al, As, Ba, Ca, Cr e Cu ao longo de 24 meses



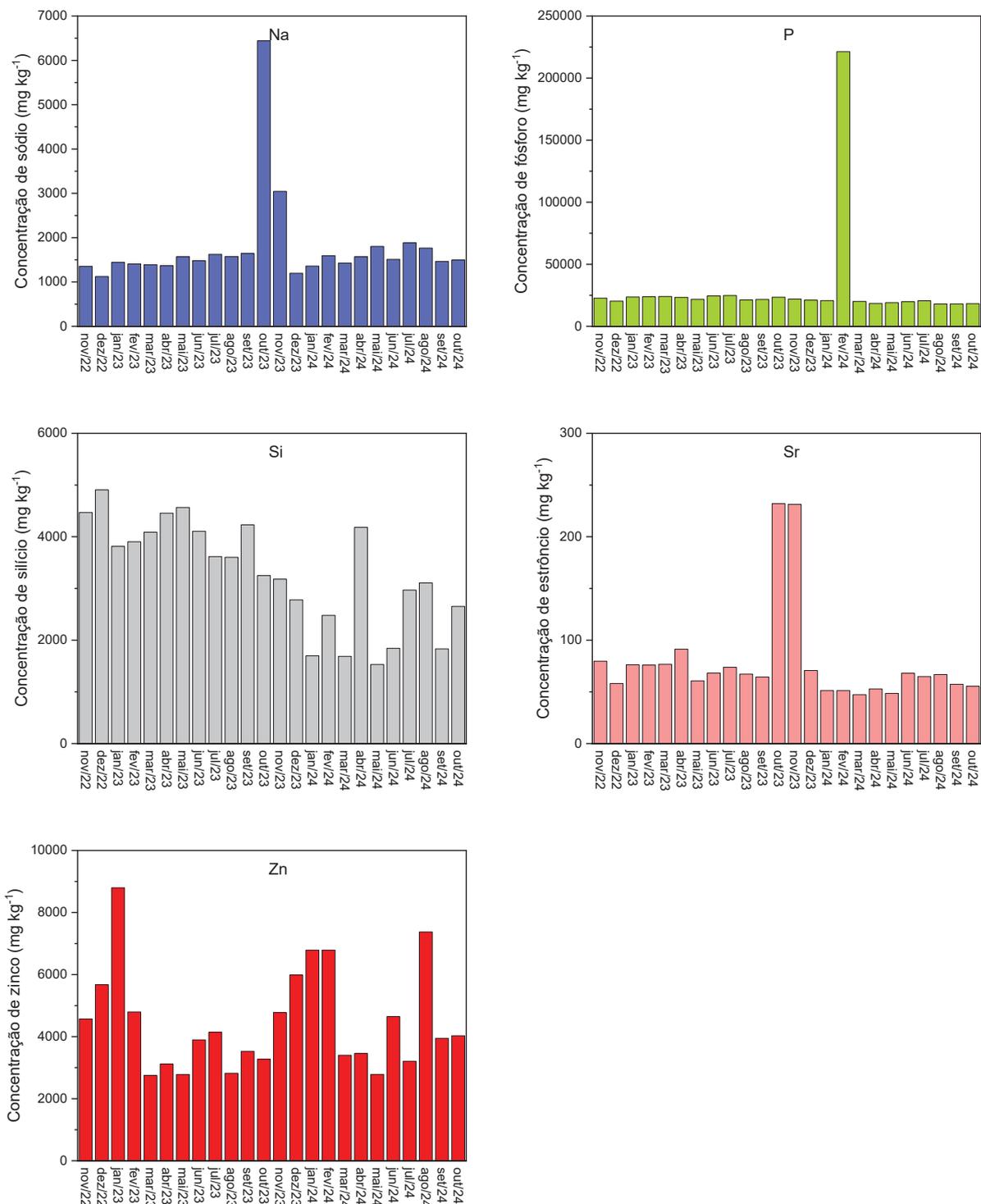
Fonte: A autora (2025).

Figura 17 – Variabilidade da concentração de Fe, Hg, K, Li, Mg e Mn ao longo de 24 meses



Fonte: A autora (2025).

Figura 18 – Variabilidade da concentração de Na, P, Si, Sr e Zn ao longo de 24 meses



Fonte: A autora (2025).

A Figura 17 indica que o manganês (Mn) apresentou concentrações mais elevadas entre novembro de 2022 e fevereiro de 2023, período de maior precipitação (Figura 14), e tendência de declínio nos meses subsequentes. Esse padrão pode

indicar maior mobilização hídrica do Mn em condições de maior fluxo, como também observado por Achkir et al. (2023), que associam a variabilidade sazonal de metais à dinâmica hidrológica e à composição da matéria orgânica dissolvida.

Observa-se na Figura 18 que o fósforo apresentou um pico expressivo na amostra de fevereiro de 2024, com concentração próxima a $25.000 \text{ mg kg}^{-1}$. Embora esse valor seja isolado, ele pode estar relacionado a uma descarga pontual de esgoto com alta carga orgânica. Zhu et al. (2022) destacam que o lodo ativado residual é uma das principais fontes de fósforo recuperável, sendo sua concentração influenciada tanto pela eficiência do tratamento quanto pela composição do esgoto bruto.

Elementos como arsênio e mercúrio mantiveram concentrações relativamente estáveis e baixas, sem variações significativas entre os anos, sugerindo baixa mobilidade ou baixa presença nos esgotos de origem. As amostras de outubro e novembro de 2023 se destacaram por apresentar simultaneamente os maiores valores de Li, Na, P e Sr, o que sugere uma alteração pontual na carga do esgoto ou no tipo de resíduo tratado naquele período. Tal comportamento reforça a necessidade de monitoramento contínuo e integrado da composição do DSS.

4.4 Resultados das análises termogravimétricas

Realizaram-se as análises termogravimétricas para as amostras de nov/22 e dez/22 para analisar os eventos térmicos na atmosfera de nitrogênio, os quais estão ilustrados pelas Figuras 19 e 20, respectivamente. E para as amostras de nov/22, dez/22, nov 23, dez/23, jun/24 e jul/24, foram verificados os eventos de transformação térmica para a atmosfera de ar sintético identificados pelas Figuras 21, 22, 23, 24, 25 e 26, respectivamente.

Para as amostras analisadas em atmosfera de N_2 , as Figuras 19 e 20 demonstram a presença de quatro eventos térmicos principais:

1° evento – Desidratação (25 – 150 °C): Nesse estágio ocorre a eliminação de água das amostras, bem como a liberação de compostos de baixo peso molecular, conforme descrito por Lopes e Tannous (2022). A perda de massa variou de 4,47 a 6,70%, dependendo da taxa de aquecimento utilizada (10, 20 e 40 °C min^{-1}).

2° evento – Liberação de voláteis (150 – 370 °C): Predominantemente relacionado à decomposição de carboidratos e lipídios, de acordo com Magdziarz e Werle (2014), esse estágio apresentou perda de massa entre 18,99 e 24,53%.

3° evento – Decomposição de substâncias complexas (370 – 500 °C): Caracterizado pela decomposição térmica de compostos orgânicos de longa cadeia carbonílica, como estruturas complexas e/ou aromáticas (PAVLÍKOV et al., 2016). A perda de massa neste estágio variou de 7,68 a 15,49%.

4° evento – Carbonização (500 – 900 °C): Nesse último estágio ocorre a carbonização do material carbonáceo residual, incluindo a decomposição térmica de sais inorgânicos como carbonato de cálcio e sulfatos de metais alcalinos, conforme relatado por Rueda-Ordóñez et al. (2019). Shen et al. (2025) também observaram perda de massa de 5,7% até 800 °C em lodo de esgoto.

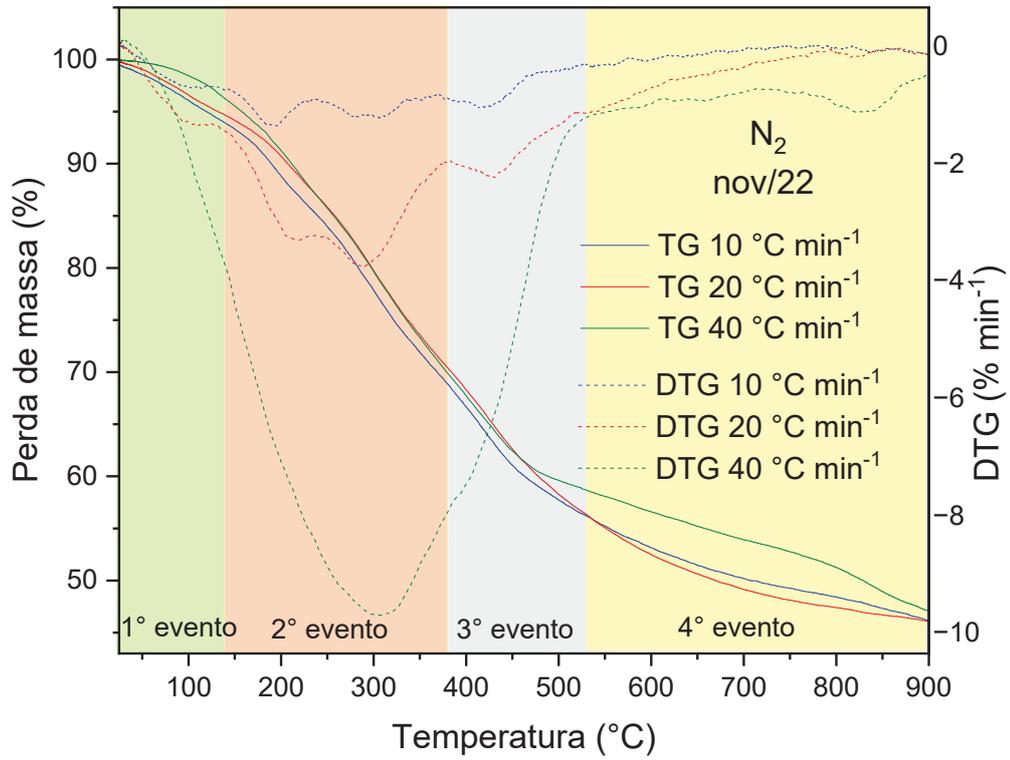
Neste estudo, como o aquecimento foi conduzido até 900 °C, a perda de massa nesse quarto estágio foi comparável, variando entre 6,81 e 16,85%. Ao final do ensaio, a massa residual foi de aproximadamente 46,5% (nov/22) e 47,5% (dez/22), o que representa a fração mineral e o carvão remanescente nos cadinhos, conforme descrito por Lopes e Tannous (2022).

A pesquisa de Messaoudi et al. (2024) também identificou quatro estágios distintos de decomposição em lodo de esgoto submetido à pirólise, nas mesmas faixas de temperatura observadas para o DSS neste estudo. Resultados semelhantes foram encontrados por Tezer et al. (2023), ao investigarem o potencial de gaseificação de lodo de esgoto utilizando TG em atmosfera de nitrogênio.

Em estudo conduzido por Merdun et al. (2021), utilizando as mesmas velocidades de aquecimento (10, 20 e 40 °C min⁻¹) em análises TG de lodo de esgoto seco com características próximas às do DSS — com matéria volátil de 65,48%, umidade de 5,42%, carbono fixo de 9,27% e teor de cinzas de 19,84% — foram identificados eventos térmicos semelhantes aos observados neste trabalho, resultando em uma perda de massa total de 57,27%. Esse valor é comparável à perda de massa total da amostra de novembro de 2022, que foi de 53,6%, conforme apresentado na Tabela 18.

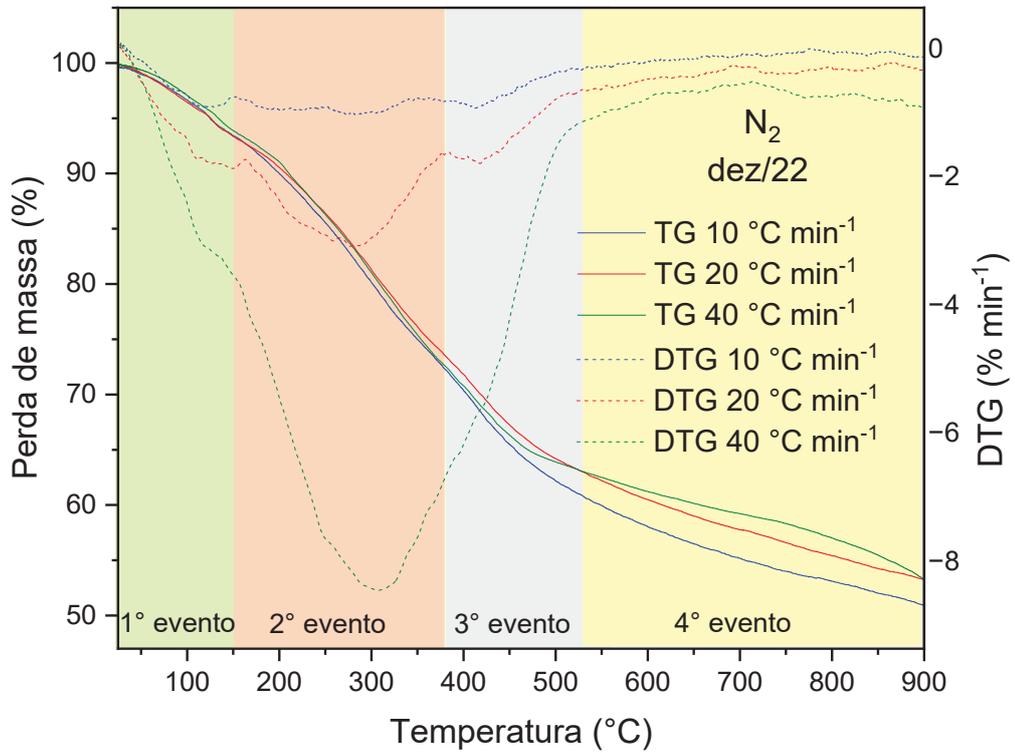
A variabilidade de perda de massa entre os experimentos com as amostras de nov/22 e dez/22 em diferentes razões de aquecimento, para uma mesma atmosfera, é devido à alta variabilidade e heterogeneidade do DSS.

Figura 19 – Análise TGA e DTG da amostra nov/22 com atmosfera de N₂



Fonte: A autora (2025).

Figura 20 – Análise TGA e DTG da amostra dez/22 com atmosfera de N₂



Fonte: A autora (2025).

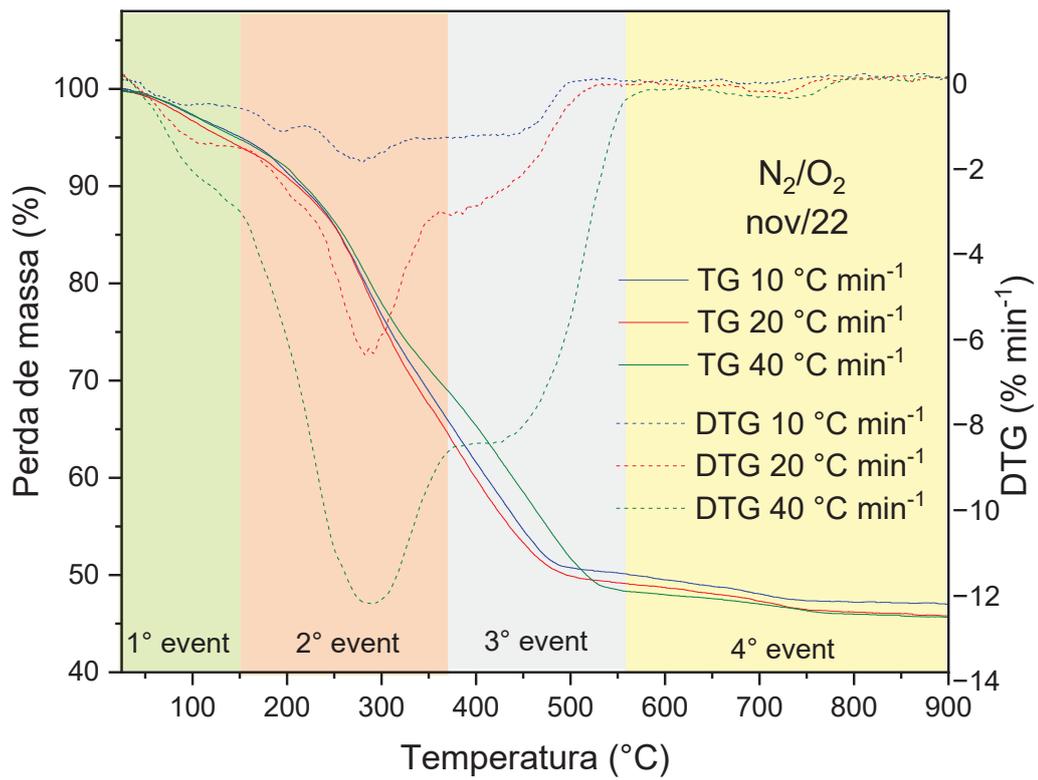
Uma parte importante da decomposição ocorre no segundo evento, devido à alta presença de substâncias voláteis (Tabela 10), que seguiu sua decomposição no terceiro evento. Por outro lado, o primeiro evento apresentou uma perda de massa bastante pequena para todas as amostras. A justificativa é a baixa concentração de umidade inicial de ambas as amostras, as quais foram secas em secador térmico a 300 °C.

Em relação a análise TG utilizando atmosfera de ar sintético, as Figuras 21 e 22 demonstram que os picos da DTG foram mais intensos e definidos em comparação com aqueles obtidos nas análises sob atmosfera de nitrogênio para as mesmas amostras. Por exemplo, para a velocidade de aquecimento de 40 °C min⁻¹, o pico máximo da DTG da amostra de novembro de 2022 apresentou intensidade de aproximadamente 12 % min⁻¹ na atmosfera de N₂O₂, enquanto na atmosfera de N₂ foi de 10 % min⁻¹. Considerando a mesma velocidade de aquecimento e o pico mais intenso, a amostra de dezembro de 2022 apresentou intensidades de 11 % min⁻¹ e 9 % min⁻¹ nas atmosferas de N₂O₂ e N₂, respectivamente.

Ainda, constatou-se que todo o processo de decomposição térmica do DSS em atmosfera de ar sintético também foi segmentado em quatro eventos distintos, apresentando comportamento semelhante em termos de faixas de temperatura e perda de massa àquele verificado nas análises termogravimétricas realizadas sob atmosfera de nitrogênio.

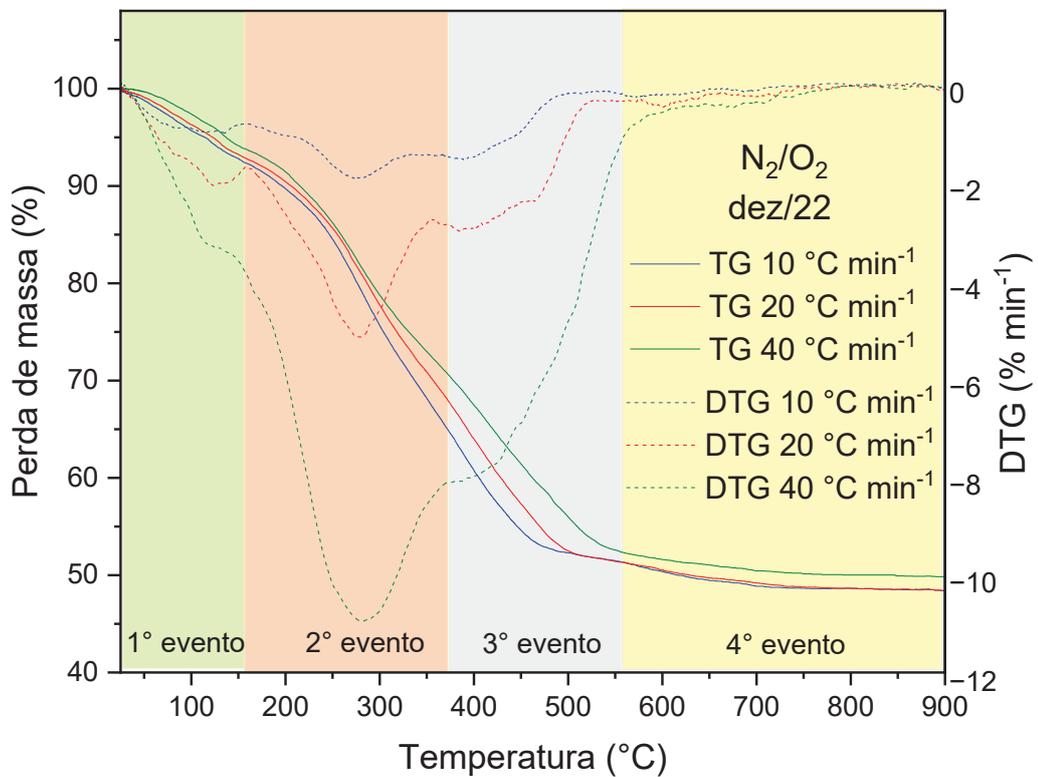
Os quatro eventos observados foram: 1º evento – desidratação (25 - 150 °C) - este evento de estágio é atribuído à eliminação de água (BARROS et al., 2006) com perda de massa de 4,92 - 7,18%; 2º evento – liberação de matéria orgânica (150 - 370 °C), com perda de massa de 23,23 - 29,15%; 3º evento - combustão de carbono fixo (370 - 550 °C), com perda de massa de 12,99 - 17,29%; 4º evento - carbonização (550 - 900 °C), com perda de massa de 3,75 - 6,13% - decomposição de substâncias inorgânicas (MAGDZIARZ; WERLE, 2014). Esses eventos corroboram com Lin et al. (2021), que realizou experimentos de TGA com lodo de esgoto em condições semelhantes, a uma taxa de 20 °C min⁻¹ e ar a uma vazão de 50 mL min⁻¹. Outro estudo também identificou quatro eventos térmicos em faixas de temperatura semelhantes durante a análise da combustão de SS a uma taxa de 10 °C min⁻¹ (WANG et al., 2024b).

Figura 21 – Análise TG e DTG da amostra nov/22 com atmosfera de N₂/O₂



Fonte: A autora (2025).

Figura 22 – Análise TGA e DTG da amostra dez/22 com atmosfera de N_2/O_2

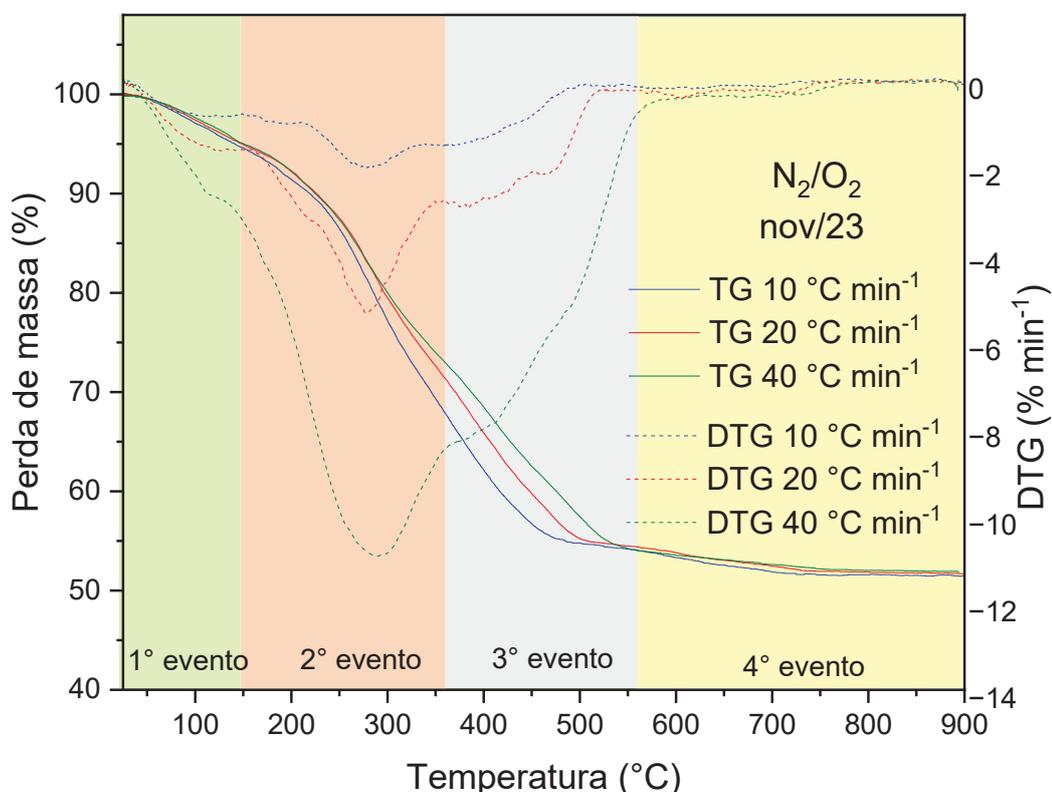


Fonte: A autora (2025).

O desempenho das características de combustão de DSS pode ser explicado por sua composição em relação aos componentes orgânicos e inorgânicos. Como resultado, o aumento da energia de reação está associado à alta composição de compostos orgânicos. Além disso, se o combustível apresentar alta concentração de substâncias inorgânicas, como metais reativos (Fe), o processo de combustão é catalisado (SHANGQUN et al., 2024). As amostras de DSS analisadas apresentaram alta concentração de Fe, proveniente da adição de cloreto férrico utilizado como floculante na etapa de tratamento preliminar nos tanques de sedimentação (Figura 10).

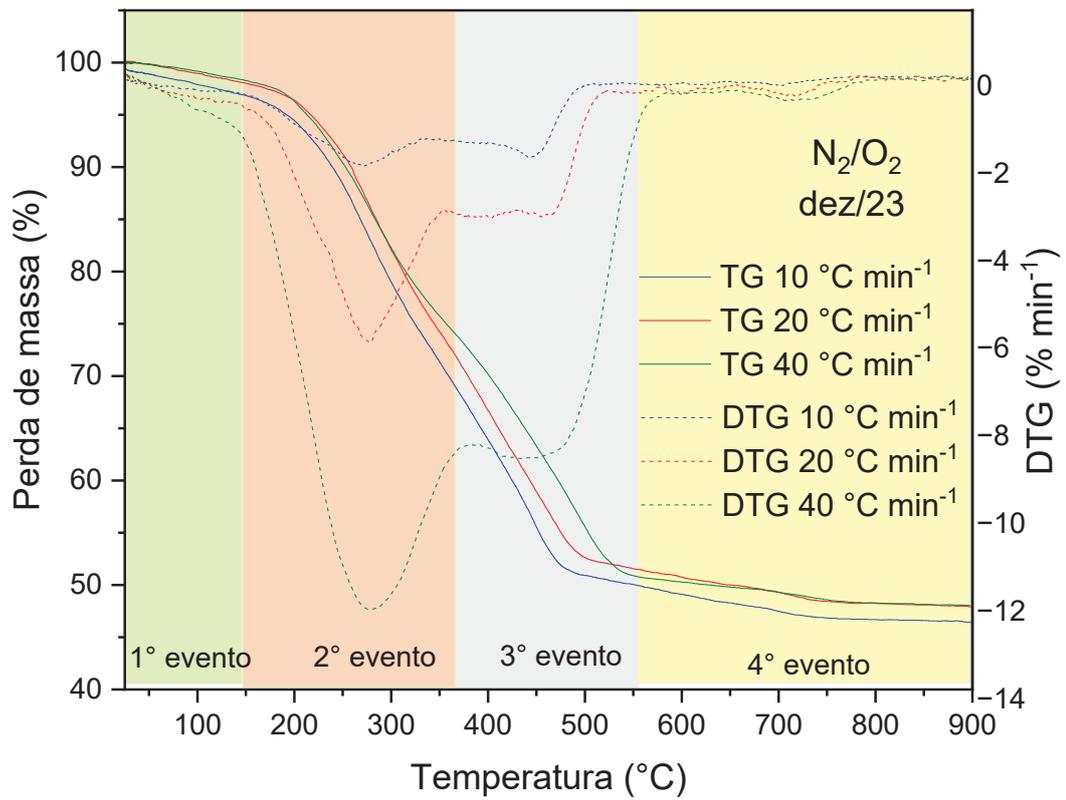
De maneira geral, pode-se constatar que nas curvas de TGA com ar sintético observou-se uma estabilidade maior ao final do terceiro evento, diferentemente do que ocorreu para a atmosfera de nitrogênio quando avalia-se que o processo ainda não finalizou. Isso se deve possivelmente, a contínua produção de biochar, produto sólido rico em energia, por exemplo, que ocorre em processos de pirólise.

Figura 23 – Análise TGA e DTG da amostra nov/23 com atmosfera de N₂/O₂



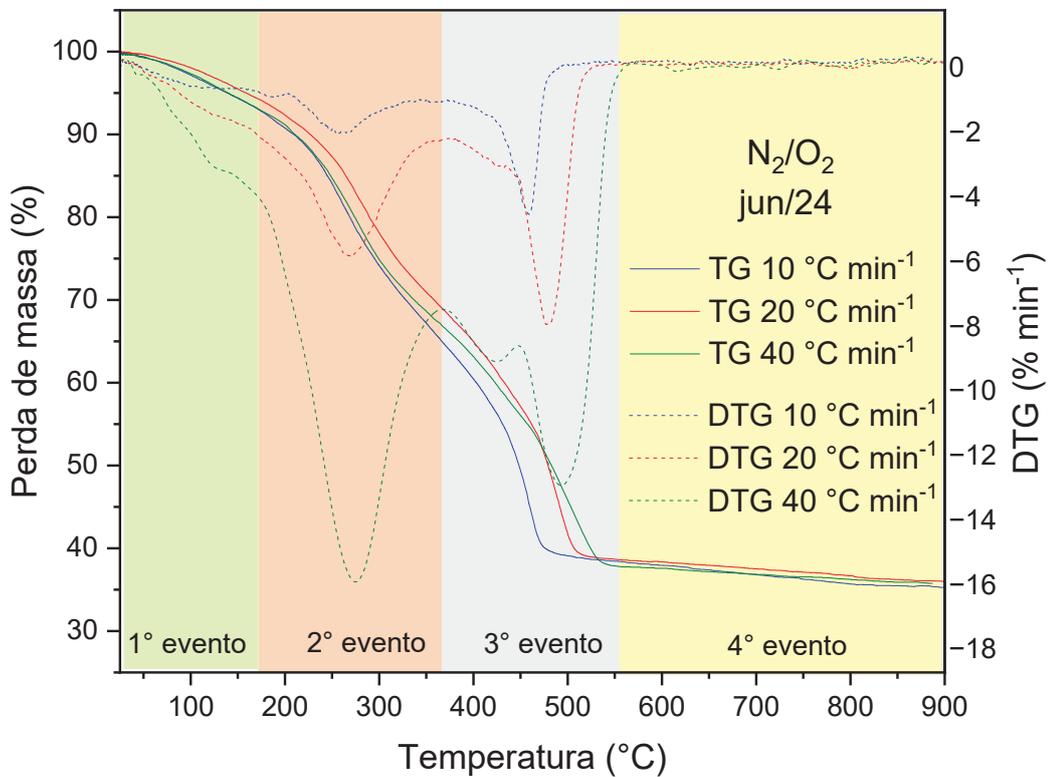
Fonte: A autora (2025).

Figura 24 – Análise TGA e DTG da amostra dez/23 com atmosfera de N₂/O₂



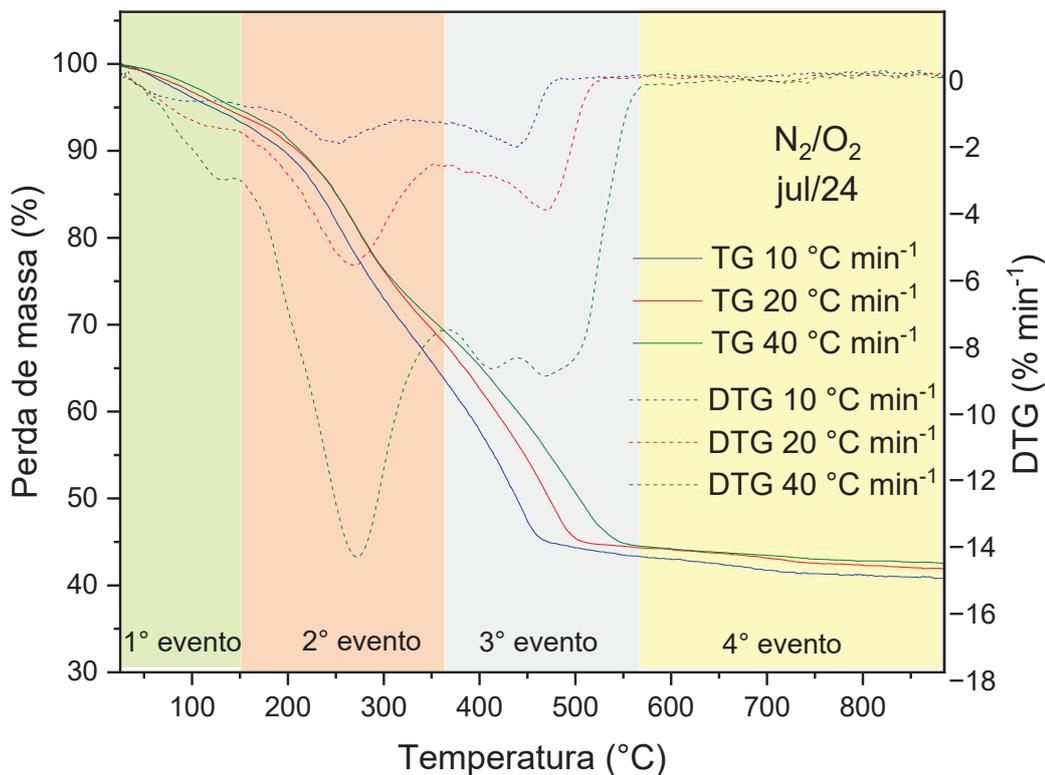
Fonte: A autora (2025).

Figura 25 – Análise TGA e DTG da amostra jun/24 com atmosfera de N₂/O₂



Fonte: A autora (2025).

Figura 26 – Análise TGA e DTG da amostra jul/24 com atmosfera de N₂/O₂



Fonte: A autora (2025).

Os gráficos de TGA mostram a perda de massa contínua ao longo do processo de aquecimento e a Tabela 18 indica a quantidade de massa perdida em cada evento em diferentes razões de aquecimento. Analisou-se que existem diferenças nos perfis de perda de massa, o que é esperado devido às diferentes características da matéria orgânica e inorgânica do DSS (MAGDZIARZ; WERLE, 2014). A transferência de calor em razões de aquecimento mais altas, como 40 °C/min, é mais demorada.

A perda de massa mais significativa ocorreu durante o segundo evento térmico, principalmente devido ao alto teor de voláteis das amostras de DSS (46,25% em nov/22; 40,61% em dez/22; 32,85% em nov/23; 35,93% em dez/23; 55,05% em jun/24 e 41,41% em jul/24).

Esta fase foi seguida pelo terceiro evento, que envolveu a combustão do carbono fixo. Esses achados são consistentes com o estudo de (MAGDZIARZ; WERLE, 2014), que relatou que a decomposição primária do SS ocorre na faixa de 180–580 °C, sobrepondo-se aos intervalos de temperatura correspondentes aos eventos 1 e 2 neste estudo. Devido à complexidade da matéria orgânica presente nas amostras de SS, a força de ligação química e a resistência à volatilidade são

diferentes, o que requer temperaturas de aquecimento crescentes para a combustão de voláteis leves (25-370 °C) e pesados (>370 °C) (WANG et al., 2024a).

Em contraste, o primeiro evento térmico apresentou perda de massa mínima em todas as amostras, o que pode ser atribuído ao teor de umidade relativamente baixo do DSS (8,07% em nov/22; 16,41% em dez/22; 21,25% em nov/23; 20,69% em dez/23; 6,48% em jun/24 e 22,64% em jul/24), limitando a extensão da evaporação de água durante o estágio inicial de aquecimento.

A Tabela 18 apresenta a perda de massa das amostras a partir de cada evento térmico com relação as razões de aquecimento. Avalia-se que a perda de massa foi maior na taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹, seguindo da taxa de 20 e 40 °C min⁻¹, principalmente no primeiro e no segundo evento. Já no terceiro e quarto eventos, a perda de massa não se diferenciou muito com relação as diferentes razões de aquecimento. De acordo com Li et al., (2019), quanto maior a taxa de aquecimento mais rápidas são as reações ocorridas em cada evento, como volatilização e combustão. Isso ocorre, devido a dinâmica da transferência de calor durante o processo de aquecimento que ocorre em diferentes velocidades de aquecimento. Portanto, definir a melhor taxa de aquecimento é importante para reproduzir processos térmicos mais eficientes utilizando lodo de esgoto que tem uma matriz bem complexa a heterogênea.

Cabe ressaltar que os ensaios termogravimétricos realizados com taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹ foram particularmente relevantes para a identificação dos eventos durante o aquecimento, uma vez que se mostraram mais evidentes em comparação às taxas de 20 e 40 °C min⁻¹. Conforme destacado por Ronda et al. (2019), razões de aquecimento mais baixas, como a de 10 °C min⁻¹ — também utilizada em estudos voltados à compreensão do comportamento reativo do lodo de esgoto — favorecem a distinção das diferentes fases de reação, contribuindo para uma interpretação mais precisa dos processos térmicos envolvidos.

O resíduo remanescente no cadinho após uma degradação média de massa de que variou de 47,5 – 64,3% é provavelmente composto por cinzas, conforme indicado pelo alto teor observado neste estudo (Tabela 11). A fração de cinzas consiste em compostos inorgânicos termicamente estáveis, predominantemente óxidos metálicos (LI et al., 2015), com concentrações significativas de Al, Ca, Fe, Mg,

Na, P, S, Si e Zn detectadas nas amostras analisadas, conforme exposto na seção 4.3.

Tabela 18 – Perda de massa nos eventos das análises termogravimétricas

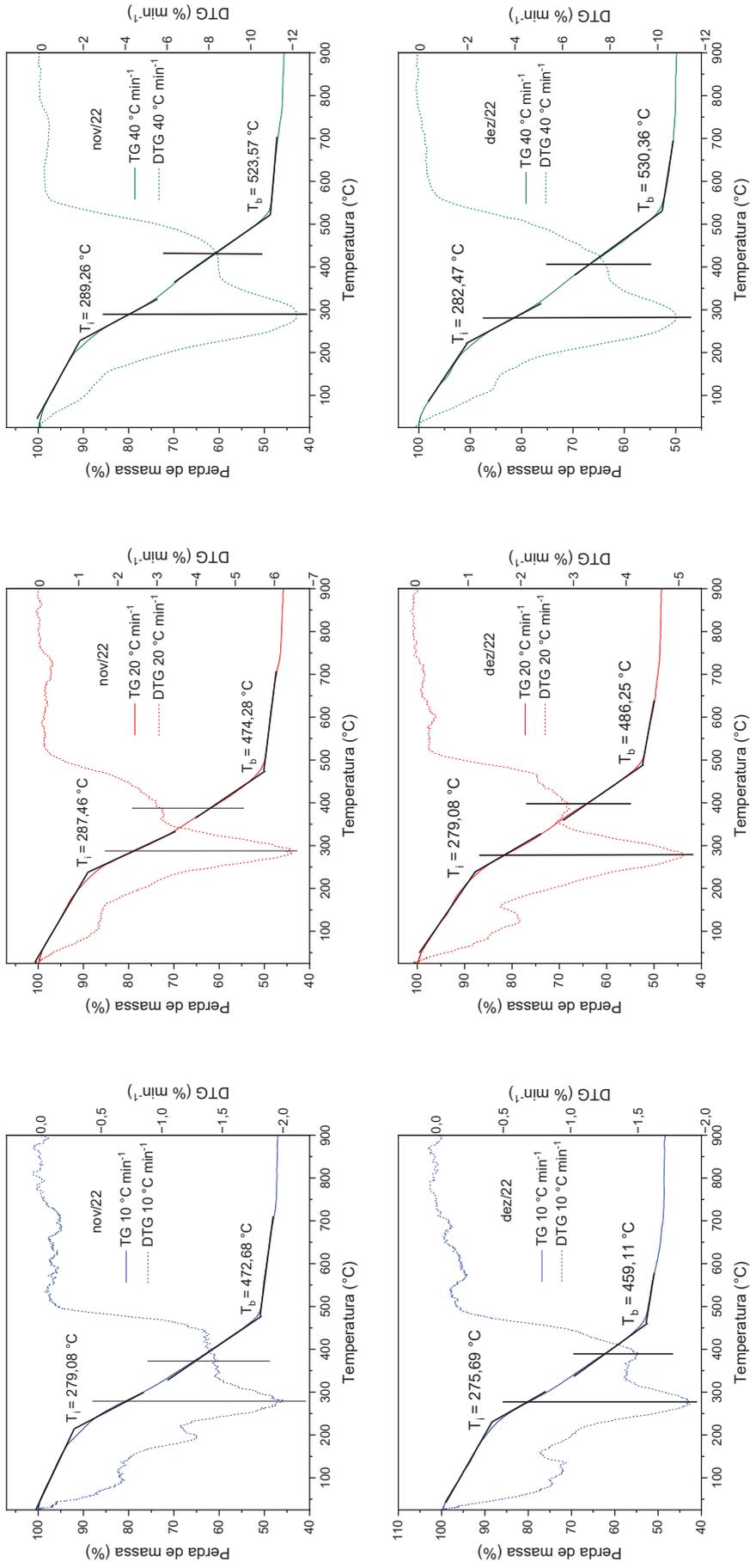
Amostr a	Perda de massa por evento (%)												Média final
	1° evento: 25 – 150 °C			2° evento: 150 - 370 °C			3° evento: 370 - 550 °C			4° evento: 550 – 900 °C			
nov/22 N ₂	6,7	5,9	4,5	23,5	22,7	24,5	7,7	13,1	11,4	16,1	12,2	12,6	53,6
dez/22 N ₂	6,6	6,7	6,1	20,2	19,0	20,4	15,5	10,2	9,6	6,8	11,0	10,6	47,5
nov/22 N ₂ /O ₂	4,9	6,0	5,2	29,2	29,5	25,8	15,2	14,7	17,3	3,8	4,1	6,1	53,8
dez/22 N ₂ /O ₂	7,2	6,8	5,9	27,6	24,9	23,2	13,0	15,8	14,9	3,9	4,1	6,1	51,1
nov/23 N ₂ /O ₂	5,4	5,2	5,0	28,2	25,0	23,1	11,6	14,7	14,5	3,3	3,5	5,6	48,3
dez/23 N ₂ /O ₂	3,2	2,0	1,7	28,5	26,6	24,7	17,5	18,8	18,0	4,5	4,7	7,5	52,5
jun/24 N ₂ /O ₂	5,6	4,6	5,6	29,8	26,8	27,8	25,5	26,9	20,9	3,8	5,7	9,9	64,3
jul/24 N ₂ /O ₂	6,4	5,9	5,3	30,6	27,1	26,1	18,7	21,6	17,9	3,8	3,6	8,2	58,3

Fonte: A autora (2025).

4.4.1 Temperaturas de ignição e de burnout

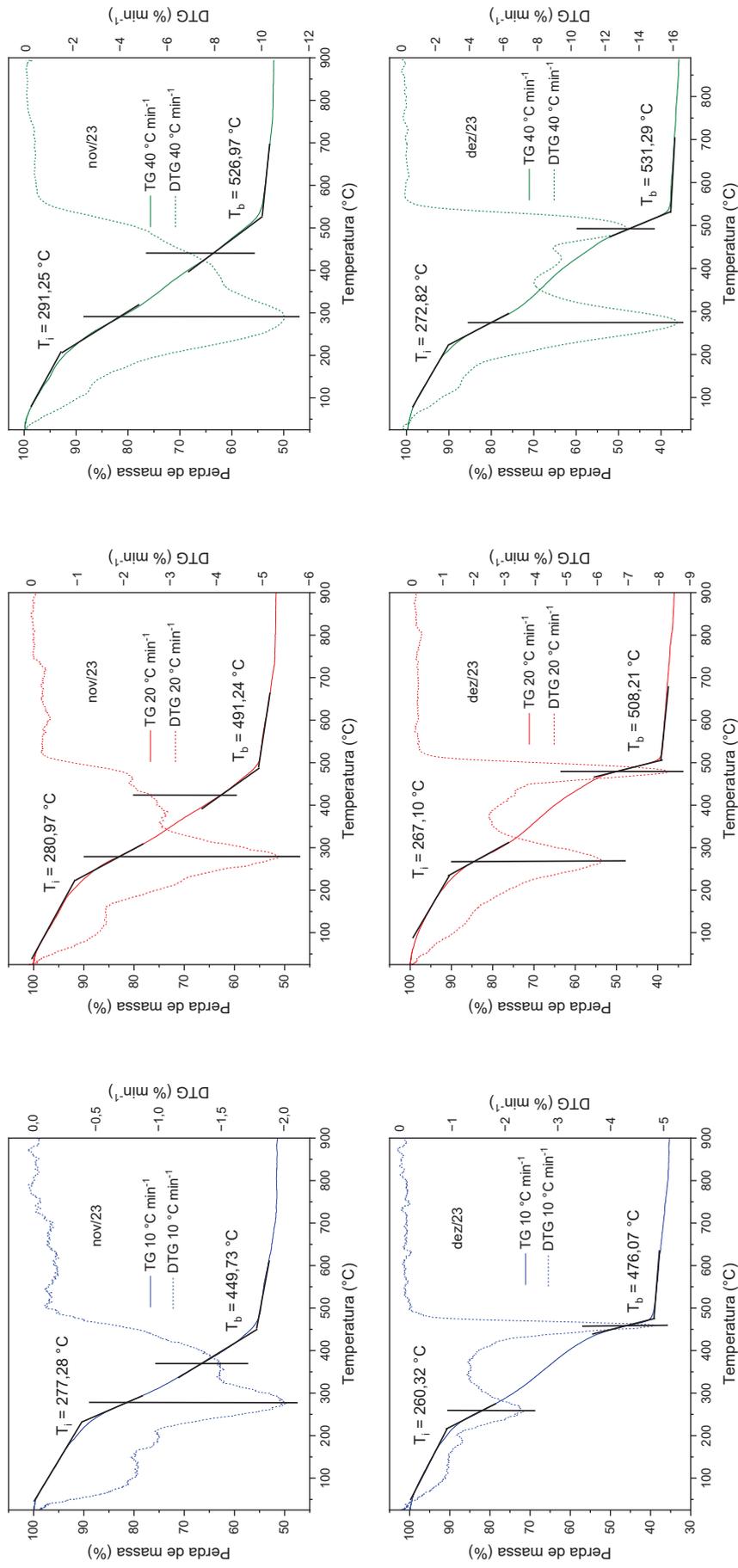
As Figuras 27, 28 e 29 ilustram como foram realizadas as determinações de T_i e o T_b , por meio das interseções das curvas TG e DTG. As amostras de lodo de esgoto analisadas (nov/22, dez/22, nov/23, dez/23, jun/24 e jul/24) exibiram perfis de decomposição térmica semelhantes, com valores de T_i aumentando conforme a taxa de aquecimento aumentou.

Figura 27 – Determinação das temperaturas de T_i e T_b para as amostras de nov/22 e dez/22



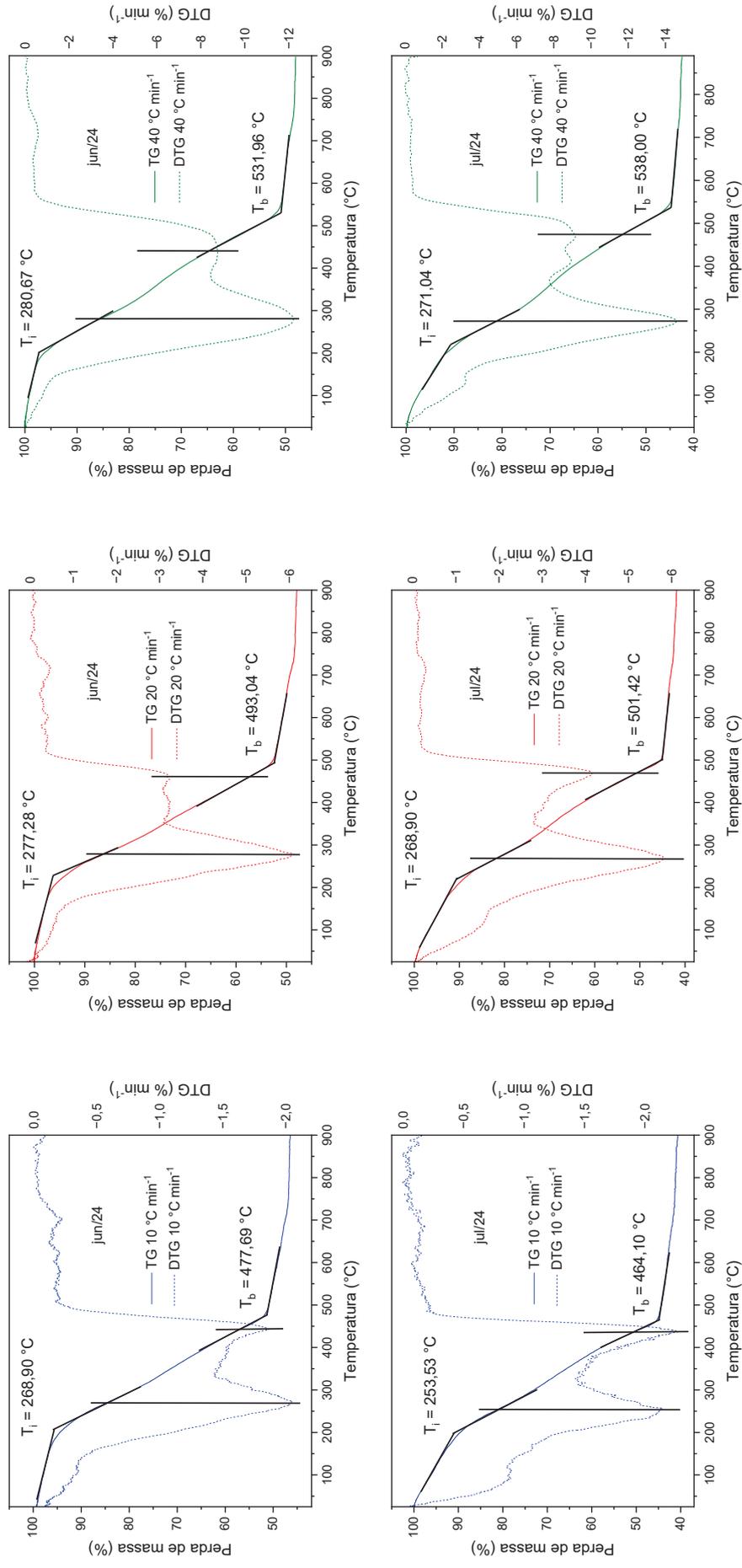
Fonte: A autora (2025).

Figura 28 – Determinação das temperaturas de T_i e T_b para as amostras de nov/23 e dez/23



Fonte: A autora (2025).

Figura 29 – Determinação das temperaturas de T_i e T_b para as amostras de jun/24 e jul/24



Fonte: A autora (2025).

Essa tendência está alinhada com as discussões de Lu e Chen (2015), que relataram uma correlação positiva semelhante entre a taxa de aquecimento e o T_i para biomassa de bambu e cana-de-açúcar. O aumento do T_i com a taxa de aquecimento é principalmente atribuído ao efeito de atraso térmico, onde uma taxa de aquecimento mais alta resulta em transferência de calor retardada para as partículas da amostra, deslocando assim o ponto de ignição para temperaturas mais altas.

No estudo conduzido por Niu et al. (2016) investigou o comportamento térmico de lodo de esgoto com teor de umidade de 8,15% e oxigênio de 14%, obtendo temperaturas de ignição (T_i) de 252 °C e 260 °C para razões de aquecimento de 20 °C/min e 40 °C min⁻¹, respectivamente, em atmosfera de ar sintético. De forma similar, Hao et al. (2018) analisaram a combustão de lodo seco com 14,40% de umidade e 26,67% de oxigênio, registrando um T_i de 223,8 °C a uma taxa de 10 °C min⁻¹.

No presente estudo, sob condições experimentais equivalentes (10 °C min⁻¹), foram observadas temperaturas de ignição superiores, variando entre 253,53 °C e 279,08 °C. Os valores específicos de T_i obtidos para as amostras de nov/22, dez/22, nov/23, dez/23, jun/24 e jul/24 foram, respectivamente: 279,08 °C, 275,69 °C, 277,28 °C, 260,32 °C, 268,90 °C e 253,53 °C, conforme ilustrado nas Figuras 27, 28 e 29.

Esses resultados são comparáveis aos obtidos por Cui et al. (2024), que reportaram T_i de 251 °C para lodo com características composicionais similares. Ressalta-se que valores elevados de temperatura de ignição são indicativos de maior estabilidade térmica e, portanto, mais desejáveis para fins logísticos, especialmente armazenamento e transporte de combustíveis sólidos derivados de materiais orgânicos. Tais propriedades reduzem significativamente o risco de ignição espontânea, conferindo maior segurança operacional e robustez ao manejo do DSS como recurso energético.

O teor de oxigênio de DSS nas amostras de nov/22 e dez/22 foi de 26,5 e 28,3%, respectivamente. Segundo Wang et al. (2016), amostras com maior teor de oxigênio tendem a apresentar boa reatividade térmica, favorecendo o processo de ignição. Apesar das diferenças observadas em relação à literatura, os valores de T_i

obtidos neste estudo permanecem dentro da faixa esperada para materiais com características semelhantes.

Em relação à T_b , Niu et al. (2016) relataram que os valores de T_b aumentaram com o incremento da taxa de aquecimento, atingindo 525 °C e 569 °C para as taxas de 20 °C min⁻¹ e 40 °C min⁻¹, respectivamente. Essa tendência é coerente com os resultados obtidos no presente estudo. No entanto, as amostras de DSS analisadas apresentaram valores de T_b inferiores sob as mesmas condições, variando entre 474,28 °C e 501,42 °C para a taxa de 20 °C min⁻¹, e entre 523,57 °C e 538,00 °C para 40 °C min⁻¹. Adicionalmente, o estudo de Cui et al. (2024), relatou uma T_b de 474,19 °C para uma taxa de aquecimento de 20 °C min⁻¹, valor bastante próximo ao obtido para a amostra de DSS coletada em novembro de 2022 (474,28 °C), sob a mesma condição experimental. Essa semelhança reforça a confiabilidade dos dados obtidos neste trabalho e sugere que o DSS apresenta comportamento térmico comparável ao de outros lodos de esgoto seco com características físico-químicas semelhantes.

Além disso, em estudo conduzido por HAO et al. (2018) foi reportado um valor de T_b de 484,1 °C para uma taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹, o qual se mostrou superior ao observado para o lodo de esgoto seco analisado neste trabalho sob a mesma condição. Esses resultados indicam que, embora a tendência de aumento da T_b com a elevação da taxa de aquecimento seja mantida, os valores absolutos podem variar em função da composição específica do material, incluindo o teor de matéria volátil, a fração mineral e a presença de elementos oxidantes. Fatores como a distribuição granulométrica, a homogeneidade da amostra e a interação entre componentes orgânicos e inorgânicos também podem influenciar significativamente o comportamento térmico do DSS, justificando as diferenças observadas em relação à literatura.

A menor temperatura de combustão registrada para o DSS sugere que esse material requer um tempo de residência mais curto para atingir a combustão completa, quando comparado a outros subprodutos sólidos com características semelhantes. Essa propriedade pode representar uma vantagem significativa em aplicações termoquímicas, uma vez que contribui para o aumento da eficiência do processo de combustão e para a redução da demanda energética associada à ignição e

manutenção da queima. De acordo com Moraes et al. (2022), materiais com menor T_b tendem a apresentar maior reatividade térmica, o que favorece sua conversão energética em sistemas de combustão e pirólise, além de possibilitar maior controle operacional e menor custo energético.

4.4.2 Resultados da energia de ativação aparente

A Tabela 19 apresenta os resultados da energia de ativação aparente para as temperaturas de cada evento e para as equações matemáticas de Friedman, FWO e KAS. Os dados cinéticos detalhados, que deram origem a Tabela 18, estão descritos detalhadamente no Apêndice B.

A determinação da E_a foi realizada com base nas temperaturas correspondentes aos picos máximos de cada evento nas curvas de DTG, obtidas para as razões de aquecimento de 10, 20 e 40 °C min^{-1} . Observou-se que, para todas as amostras de DSS, o maior pico ocorreu no segundo evento, em torno de 300 °C, comportamento também relatado por Messaoudi et al. (2024) em estudo termogravimétrico de pirólise de lodo de esgoto.

Para alguns eventos, não foi possível calcular E_a , devido à ausência de tendência crescente nas temperaturas dos picos com o aumento da taxa de aquecimento, inviabilizando a construção de uma reta com bom coeficiente de correlação. Isso ocorreu, por exemplo, no primeiro evento da amostra de dezembro/22 e no terceiro evento da amostra de novembro/22. Tal comportamento pode estar associado ao elevado teor de cinzas, que dificulta a transferência de massa e catalisa a combustão do carbono fixo (WANG et al., 2021), além da ausência de padronização no tamanho das partículas, o que pode ter influenciado a transferência de calor entre elas. Ainda assim, essa abordagem foi mantida para preservar a representatividade das amostras tal como saem do secador térmico, aproximando a análise das condições reais de operação.

A energia de ativação aparente é um parâmetro cinético fundamental que representa a facilidade com que o sólido se desintegra durante o processo de decomposição térmica (BAYÓN et al., 2024). A principal decomposição do DSS ocorreu no segundo evento (150–370 °C), onde foi registrada a maior perda de massa (Tabela 18) e os maiores valores de E_a para todos os métodos aplicados. Para as amostras de novembro e dezembro de 2022, os valores de E_a variaram entre 532,18

e 791,92 kJ mol⁻¹ (Friedman), 668,02 e 1.004,21 kJ mol⁻¹ (FWO), e 693,46 e 1.051,89 kJ mol⁻¹ (KAS), sob atmosfera de ar sintético.

Tabela 19 – Ea a partir das temperaturas dos picos das análises TG

Amostra	Atm.	1° evento: 25 – 150 °C		2° evento: 150 - 370 °C		3° evento: 370 - 550 °C	
		E _a (kJ/mol)	R ²	E _a (kJ/mol)	R ²	E _a (kJ/mol)	R ²
Método de Friedman							
nov/22	N ₂ /O ₂	109,18	0,7954	532,18	0,9990	ND	
dez/22	N ₂ /O ₂	ND		791,92	0,6399	151,34	0,6930
nov/22	N ₂	ND		126,68	0,9903	ND	
dez/22	N ₂	133,95	0,7486	82,83	0,9335	ND	
nov/23	N ₂ /O ₂	44,21	0,9990	219,61	0,9534	86,72	0,9766
dez/23	N ₂ /O ₂	ND		285,00	0,8117	153,07	0,8384
jun/24	N ₂ /O ₂	ND		556,64	0,9993	150,10	0,8008
jul/24	N ₂ /O ₂	49,45	0,9306	685,86	0,9534	230,36	0,8488
Método de OFW							
nov/22	N ₂ /O ₂	198,32	0,9444	668,02	0,9952	ND	
dez/22	N ₂ /O ₂	ND		1.004,21	0,9973	169,24	0,9976
nov/22	N ₂	ND		149,04	0,9861	ND	
dez/22	N ₂	185,06	0,9665	68,10	0,9150	ND	
nov/23	N ₂ /O ₂	68,22	0,9836	266,95	0,9110	98,86	0,9755
dez/23	N ₂ /O ₂	ND		291,94	0,8683	159,81	0,8676
jun/24	N ₂ /O ₂	ND		667,94	0,9895	154,37	0,8135
jul/24	N ₂ /O ₂	52,46	0,9483	559,82	0,9928	173,89	0,8873
Método de KAS							
nov/22	N ₂ /O ₂	202,35	0,9473	693,46	0,9951	ND	
dez/22	N ₂ /O ₂	ND		1.051,89	0,9972	166,48	0,9973
nov/22	N ₂	ND		139,98	0,9843	ND	
dez/22	N ₂	188,27	0,9642	61,88	0,8885	ND	
nov/23	N ₂ /O ₂	65,56	0,9806	271,64	0,9055	87,74	0,9706
dez/23	N ₂ /O ₂	ND		297,91	0,8612	156,20	0,8497
jun/24	N ₂ /O ₂	ND		693,39	0,9892	150,07	0,7884
jul/24	N ₂ /O ₂	48,99	0,9358	622,01	0,9926	171,08	0,8733

ND: Não foi possível determinar.

Fonte: A autora (2025).

As análises realizadas com as demais amostras (novembro e dezembro de 2023, junho e julho de 2024) também apresentaram valores elevados de Ea no segundo evento, com faixas variando entre 219,61 e 685,86 kJ mol⁻¹ (Friedman), 266,95 e 667,94 kJ mol⁻¹ (FWO), e 271,64 e 693,39 kJ mol⁻¹ (KAS), indicando

consistência no comportamento térmico do DSS ao longo do tempo. Em comparação com os resultados obtidos sob atmosfera de nitrogênio para as mesmas amostras de 2022, os valores de E_a foram significativamente inferiores, com máximos de $126,68 \text{ kJ mol}^{-1}$ (Friedman), $149,04 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $139,98 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS) para novembro, e $133,95 \text{ kJ mol}^{-1}$ (Friedman), $185,06 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $188,27 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS) para dezembro.

Resultados semelhantes em atmosfera de nitrogênio foram observados por Liu et al. (2024), que relataram E_a média de $125,1 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $120,6 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS), e por Naqvi et al. (2018) cujas faixas de E_a variaram entre $10,6\text{--}306,2 \text{ kJ mol}^{-1}$ (Friedman), $45,6\text{--}231,7 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $41,4\text{--}232,1 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS). Esses resultados reforçam a influência da atmosfera oxidante na elevação da energia de ativação, como também observado por Calvo et al. (2004), e evidenciam que o DSS apresenta comportamento cinético menos reativo sob condições de combustão em ar sintético.

Os valores de E_a em atmosfera de N_2/O_2 encontrados para as amostras de DSS são superiores aos reportados na literatura para lodos de esgoto com características distintas. Por exemplo, Khan et al (2022), relataram valores médios de E_a no segundo evento ($184,59\text{--}596 \text{ }^\circ\text{C}$) de $226,04 \text{ kJ mol}^{-1}$ (Friedman), $230,11 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $230,71 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS) para lodo de curtume tratado anaerobicamente. Wang et al. (2021) encontraram valores médios de $219,2 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $215,6 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS) para lodo estabilizado anaerobicamente na faixa de $170\text{--}375 \text{ }^\circ\text{C}$. Para o terceiro evento ($375\text{--}515 \text{ }^\circ\text{C}$), os mesmos autores relataram valores de $144,7 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) e $141,5 \text{ kJ mol}^{-1}$ (KAS).

Em outro estudo, Wang et al. (2019) estimaram E_a de $154,70 \text{ kJ mol}^{-1}$ (FWO) para lodo com 3,5% de umidade, 44,31% de cinzas e 48,12% de matéria volátil. Esses resultados evidenciam que o DSS apresenta maior resistência térmica à decomposição, o que pode estar relacionado à sua composição específica, incluindo alto teor de matéria volátil e características físico-químicas que favorecem a estabilidade térmica. A comparação com a literatura reforça o potencial do DSS como um subproduto com elevado valor energético e aplicabilidade em processos de combustão controlada.

O método isoconversional mais apropriado para o cálculo de E_a para DSS pode ser escolhido com base no ajuste linear que forneceu o coeficiente de regressão linear

R^2 quase igual a 0,99 (NAQVI et al., 2019). O método de Friedman alcançou R^2 igual a 0,99 apenas no segundo evento da amostra de novembro de 2022, em ambas as atmosferas, e no segundo evento da amostra de junho de 2024.

Para os demais eventos e amostras, os coeficientes de correlação ficaram abaixo desse valor, o que pode ser atribuído à dependência do método em relação à taxa de conversão em cada instante, tornando-o mais sensível a ruídos experimentais. Diferentemente dos métodos diferenciais, os métodos integrais, como FWO e KAS, são menos afetados por essas variações (SHANGQUN et al., 2024). Adicionalmente, a elevada heterogeneidade das amostras de DSS contribui para a variabilidade na degradação térmica, intensificando os desafios de ajuste no método de Friedman.

A partir da análise dos coeficientes de regressão linear obtidos pelos métodos isoconversionais FWO e KAS, observa-se que ambos apresentaram ajustes satisfatórios em alguns eventos, mas com desempenhos distintos em termos de consistência. O método FWO alcançou R^2 próximo de 0,99 apenas no segundo evento da amostra de dezembro de 2022 sob atmosfera N_2O_2 ($R^2 = 0,9973$), enquanto nos demais eventos os valores ficaram abaixo desse patamar, variando entre 0,8135 e 0,987. Já o método KAS demonstrou maior robustez, com R^2 superiores a 0,99 tanto para a amostra de dezembro de 2022 ($R^2 = 0,9973$) quanto para julho de 2024 ($R^2 = 0,9926$), além de apresentar valores mais elevados em outros eventos, mesmo quando abaixo de 0,99.

Esses resultados indicam que, embora ambos os métodos sejam aplicáveis, o método KAS se destaca por sua maior estabilidade e precisão nos ajustes, sendo, portanto, o mais recomendado para representar os dados cinéticos do DSS. Essa conclusão é corroborada por estudos recentes, como o de Bayón et al. (2024), que demonstraram que o método KAS apresenta melhor desempenho na estimativa da energia de ativação em sistemas com múltiplas etapas de degradação térmica, sendo mais confiável que o FWO em materiais com comportamento térmico complexo e heterogêneo, como os sólidos derivados do tratamento de esgoto. Além disso, investigações cinéticas para determinar parâmetros como E_a são muito importantes para determinar mecanismos de reação em fases sólidas. O conhecimento da E_a possui relevância econômica para a implementação de processos tecnológicos de combustão voltados à produção de energia a partir do DSS, consolidando sua valorização como recurso energético dentro dos princípios da economia circular.

4.5 Resultados das análises de DSC

A Figura 30 ilustra as análises de DSC realizadas para as amostras referente aos meses de novembro/22, dezembro/22, novembro/23, dezembro/23, junho/24 e julho/24, respectivamente. Nesta figura estão ilustrados os gráficos que relacionam as corridas do cadinho vazio, cadinho com a amostra de referência e cadinho com a amostra analisada em função da energia pela massa, em mW/mg, em função ao tempo, em segundos.

As Figuras 31, 32, 33, 34, 35 e 36 mostram as curvas DSC, TG e DTG na taxa de aquecimento de $20\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$ para as amostras coletadas em nov/22, dez/22, nov/23, dez/23, jun/24 e jul/24. A curva DSC foi utilizada para determinar as temperaturas inicial (T_0) e final (T_f) do principal evento endotérmico, bem como a área correspondente, empregada no cálculo do C_p . As temperaturas, áreas dos eventos e os valores de C_p estão consolidados na Tabela 20. Observou-se que o evento endotérmico principal se inicia logo no começo da análise DSC e se estende até aproximadamente $300\text{ }^{\circ}\text{C}$ em todas as amostras. A partir dessa temperatura, devido à elevada heterogeneidade do DSS, ocorre a liberação de diversas substâncias voláteis, resultando em oscilações entre eventos endotérmicos e exotérmicos. Por esse motivo, para o cálculo do C_p , considerou-se apenas o evento endotérmico até cerca de $300\text{ }^{\circ}\text{C}$.

A amostra de nov/22 apresentou a maior área do evento endotérmico entre todas as amostras analisadas, com $544,83\text{ kJ kg}^{-1}$, o que resultou no maior valor de C_p : $1,83\text{ kJ kg}^{-1}\text{ K}^{-1}$. Em comparação, a amostra de dez/22 apresentou uma área de $482,54\text{ kJ kg}^{-1}$ e um C_p de $1,64\text{ kJ kg}^{-1}\text{ K}^{-1}$. A diferença entre essas duas amostras pode ser atribuída à presença de três picos relevantes no evento endotérmico da amostra de dez/22, indicando a queima de diferentes compostos voláteis em momentos distintos.

As demais amostras também apresentaram variações significativas nos valores de C_p , refletindo a heterogeneidade do DSS ao longo do tempo. A amostra de nov/23 apresentou um C_p de $1,35\text{ kJ kg}^{-1}\text{ K}^{-1}$, enquanto a de dez/23 teve o menor valor entre todas as amostras analisadas, com $0,93\text{ kJ kg}^{-1}\text{ K}^{-1}$. Já as amostras de jun/24 e jul/24 apresentaram valores de $1,31$ e $1,52\text{ kJ kg}^{-1}\text{ K}^{-1}$, respectivamente.

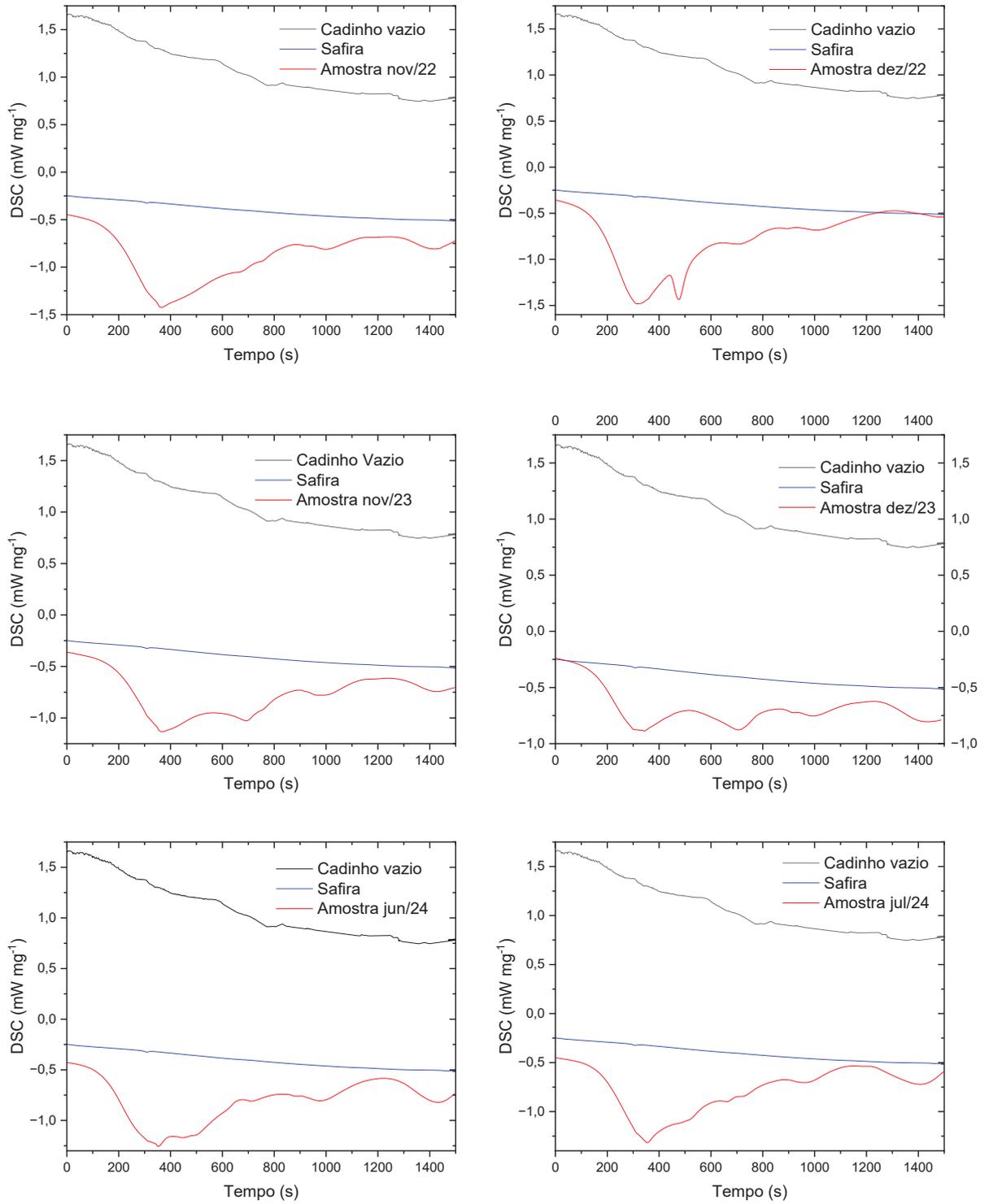
Essas variações reforçam a influência da composição sazonal do DSS, que pode ser afetada por fatores como clima, volume de precipitação e hábitos alimentares da população. A amostra de jul/24, por exemplo, apresentou o maior valor de C_p entre as amostras mais recentes, o que pode estar relacionado a uma maior presença de compostos orgânicos ou umidade residual.

Comparando com os dados da literatura, observa-se que os valores obtidos neste estudo estão, em sua maioria, acima dos relatados por Castro-Le et al. (2020), que investigaram a determinação de C_p a partir de lodo de águas residuais de uma siderúrgica com umidade de 7,6%, na faixa de temperatura de 130–550 °C, e relataram um valor de 0,62 kJ kg⁻¹ K⁻¹. Em outro estudo, Gil-Lalaguna et al. (2014) encontraram um C_p de 1,15 kJ kg⁻¹ K⁻¹ para lodo digerido anaerobicamente e seco termicamente com 6,48% de umidade.

No estudo de Ronda et al. (2019), foram analisados três lodos de esgoto provenientes de diferentes estações de tratamento de águas residuais, com o objetivo de avaliar possíveis diferenças em suas reatividades. Os lodos foram submetidos à secagem em secadores rotativos, processo semelhante ao utilizado no DSS, resultando em teores de umidade de 23,46%, 13,62% e 12,57%. Para esses materiais, foram determinados valores distintos de C_p , correspondentes a 1,11; 1,52; e 1,40 kJ kg⁻¹ K⁻¹, respectivamente. Segundo os autores, as diferenças observadas nas características e no comportamento térmico dos lodos estão diretamente relacionadas às suas origens e composições. Por exemplo, o lodo com C_p de 1,52 kJ kg⁻¹ K⁻¹ apresentava significativa contribuição de esgotos industriais em sua formação.

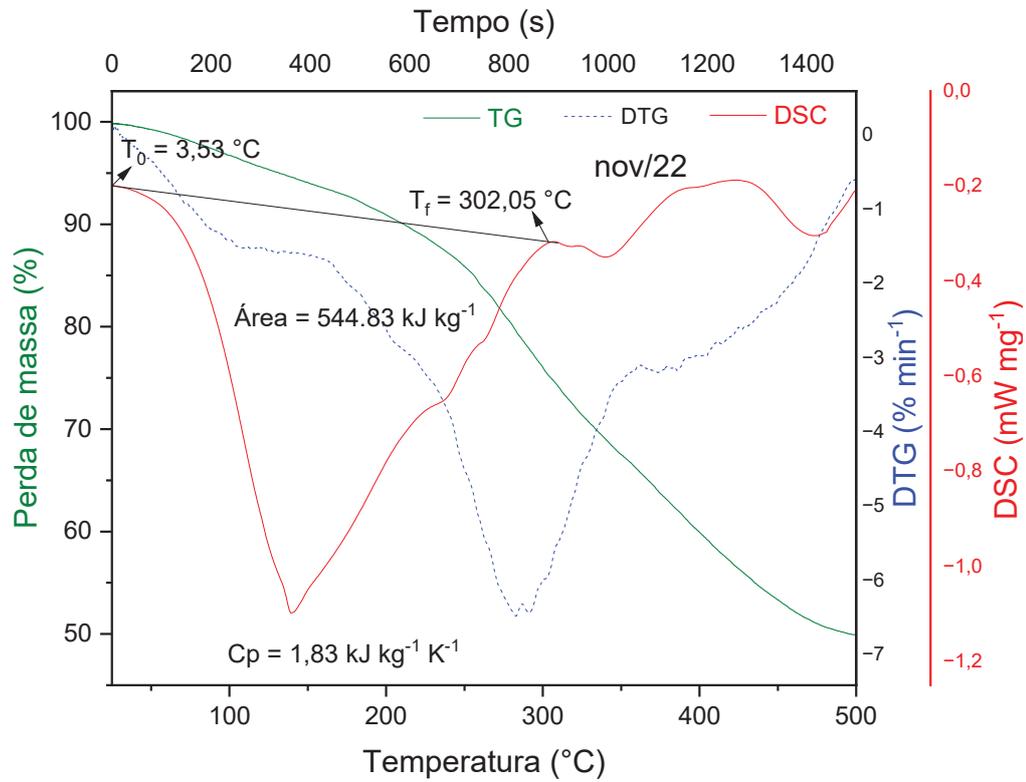
Esses resultados reforçam que as propriedades térmicas e químicas dos lodos de esgoto são fortemente influenciadas por fatores como a origem dos esgotos, as características das águas residuais, o tipo e a carga de poluentes, os processos de tratamento empregados, além das variações sazonais. Essa compreensão é essencial para justificar as diferenças observadas tanto no estudo de Ronda et al. (2019) quanto nos resultados obtidos nesta pesquisa, evidenciando a importância de considerar a diversidade de fontes e condições operacionais na análise do comportamento reativo dos lodos.

Figura 30 – Gráfico de DSC das amostras em relação a safira e o cadinho vazio



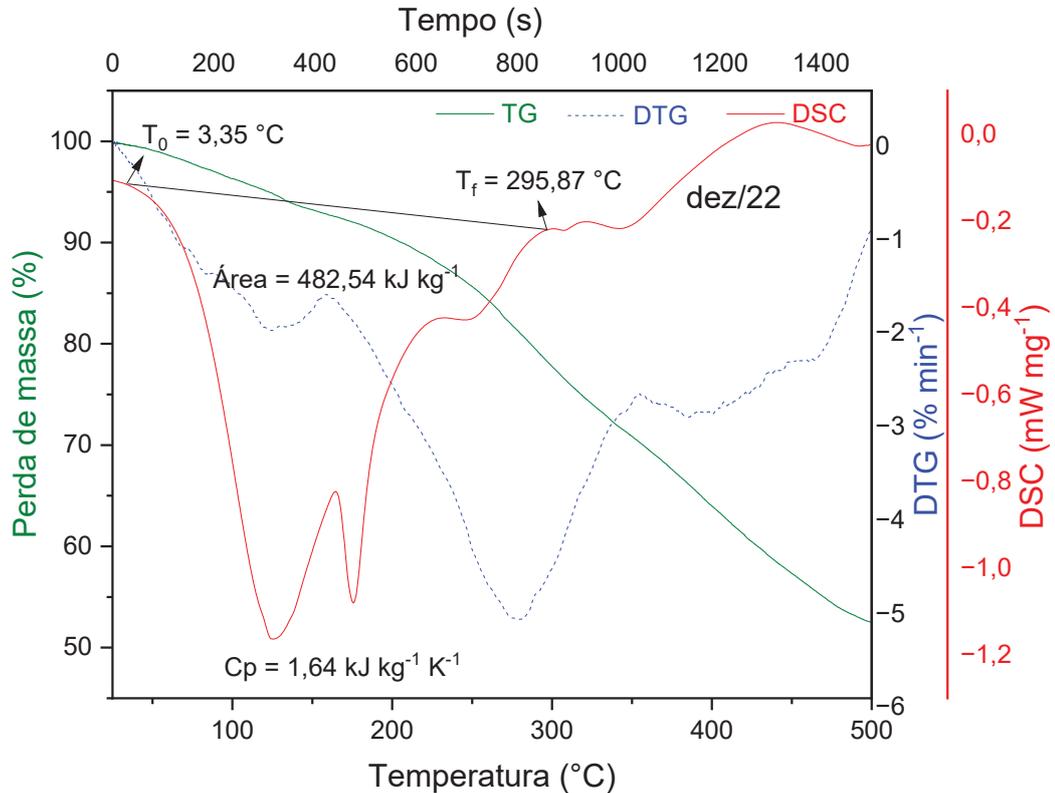
Fonte: A autora (2025).

Figura 31 – Gráfico da amostra de nov/22 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min⁻¹ para determinação de Cp



Fonte: A autora (2025).

Figura 32 – Gráfico da amostra de dez/22 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min⁻¹ para determinação de Cp



Fonte: A autora (2025).

Figura 33 – Gráfico da amostra de nov/23 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min⁻¹ para determinação de Cp

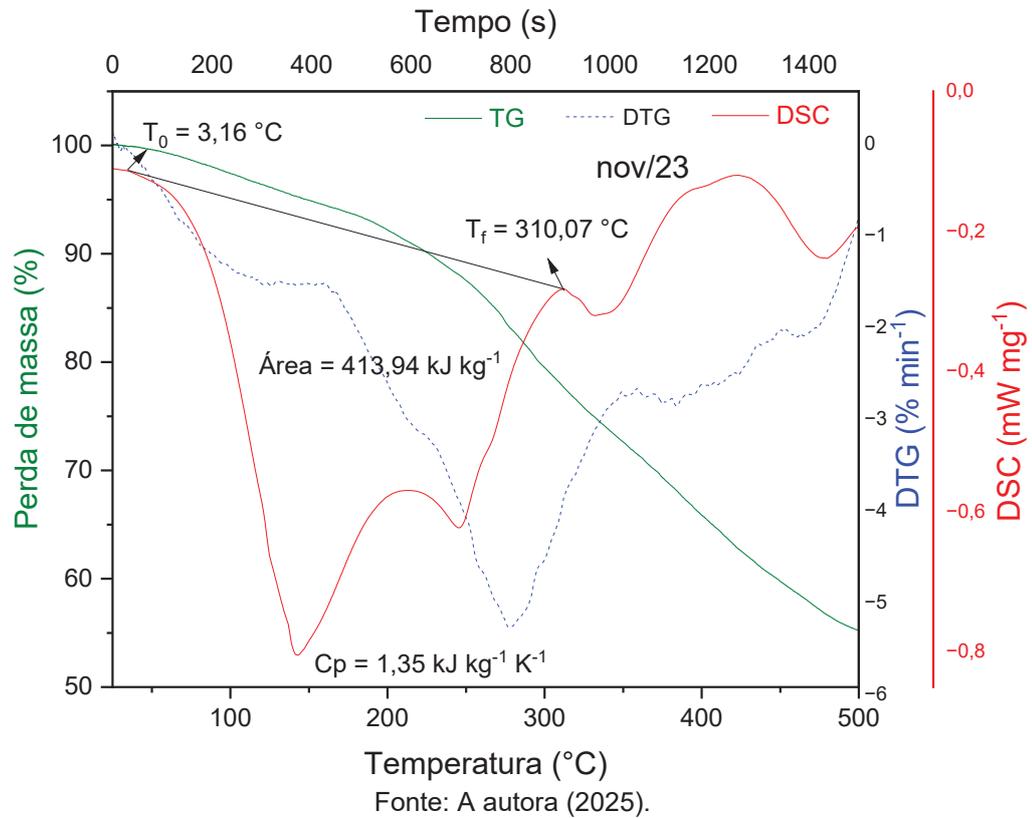


Figura 34 – Gráfico da amostra de dez/23 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min⁻¹ para determinação de Cp

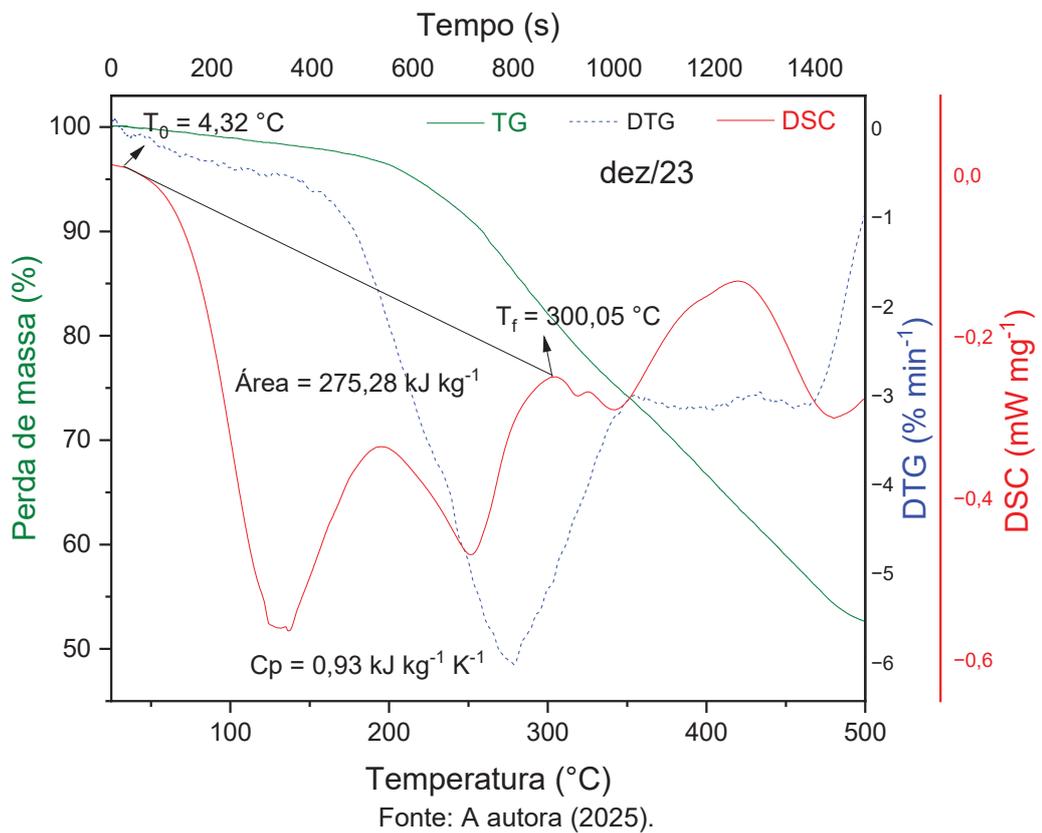


Figura 35 – Gráfico da amostra de jun/24 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min⁻¹ para determinação de Cp

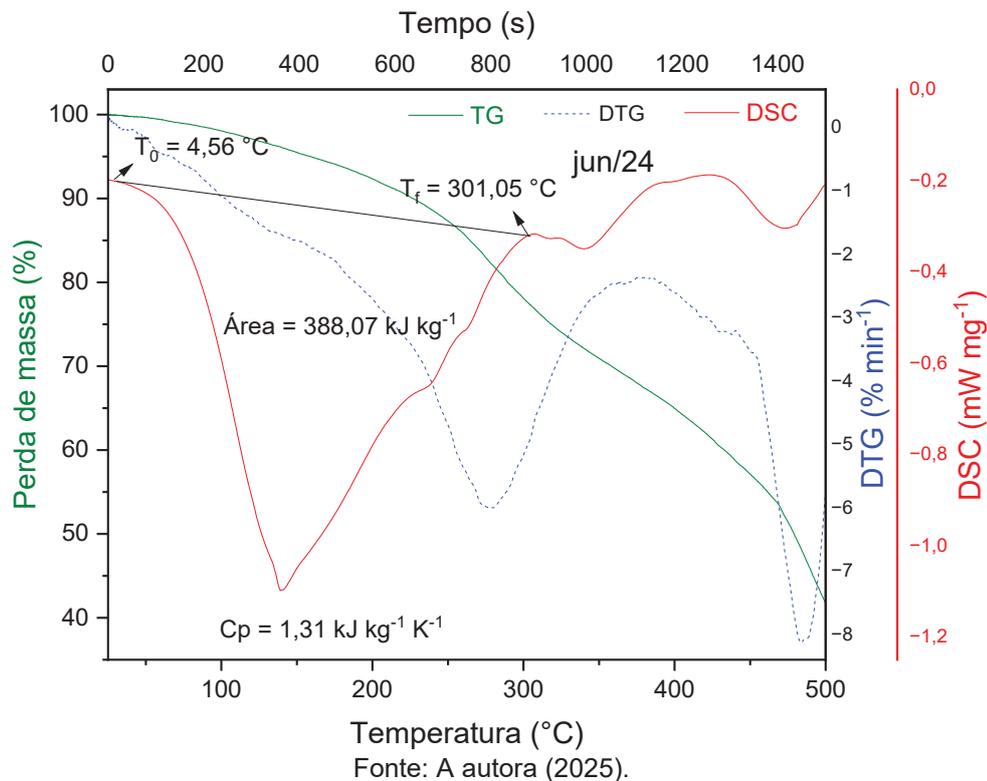
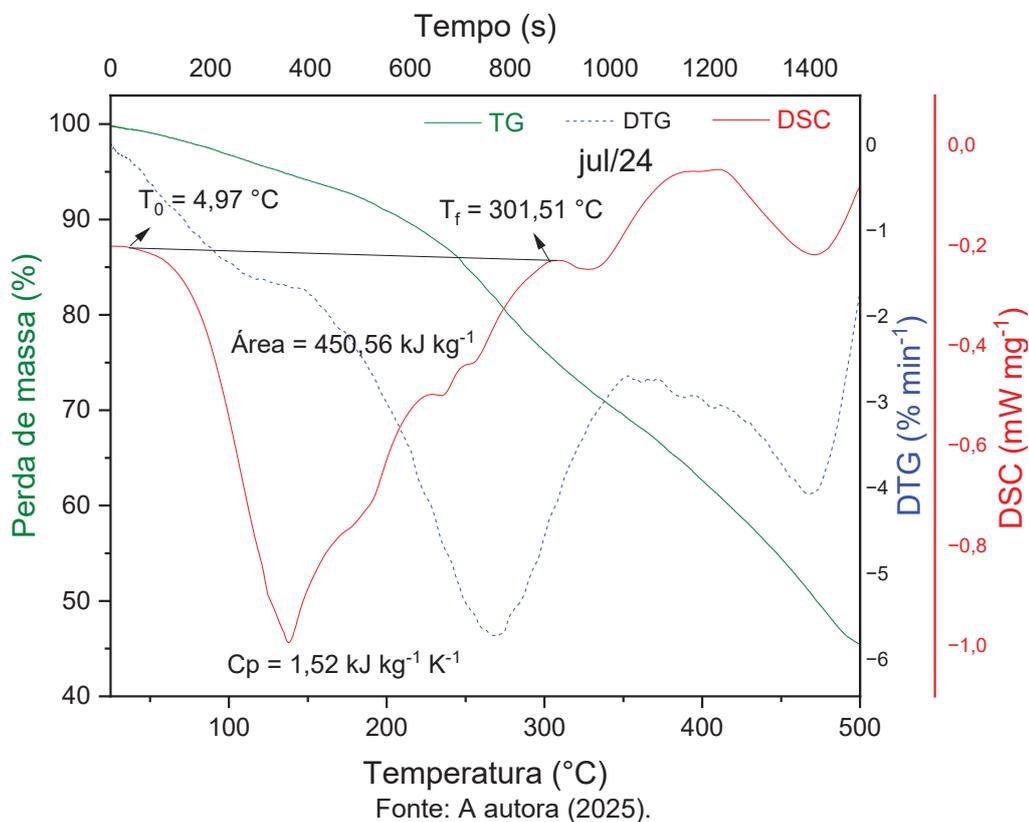


Figura 36 – Gráfico da amostra de jul/24 de TG x DTG x DSC a uma taxa de 20 °C min⁻¹ para determinação de Cp



Esses resultados mostram uma tendência semelhante à observada nas amostras de DSS analisadas neste estudo. As diferenças em relação aos poucos dados disponíveis na literatura podem ser atribuídos à composição variável de cada tipo de lodo, que apresenta uma matriz altamente heterogênea. Essa composição pode variar significativamente ao longo do ano, como evidenciado pelas amostras do DSS, influenciada por fatores sazonais como o volume de precipitação e até mesmo pela dieta da população local.

Adicionalmente, no estudo de (FREDDO, 2014), com foco principal na caracterização físico-química do lodo de duas ETEs do oeste do Paraná, reforça a variabilidade da composição do lodo ao longo do tempo e entre diferentes unidades. Essa constatação corrobora a necessidade de estudos contínuos sobre propriedades térmicas como C_p , especialmente considerando a aplicação desses dados no dimensionamento de sistemas térmicos e de recuperação energética.

Considerando a escassez de dados na literatura sobre o valor de C_p para o DSS, especialmente com foco em sua variabilidade sazonal, os resultados aqui apresentados contribuem de forma relevante para o dimensionamento de equipamentos voltados à recuperação de energia térmica via combustão, oferecendo parâmetros mais realistas e contextualizados para o projeto de sistemas térmicos.

Ao conhecer os valores superiores e inferiores do C_p , é possível estabelecer faixas operacionais que permitam o dimensionamento adequado dos sistemas, garantindo eficiência e segurança no processo termoquímico.

Tabela 20 – Área do pico endotérmico de amostras do DSS e determinação do C_p

Amostra	Área (kJ kg^{-1})	T_0 (K)	T_f (K)	C_p ($\text{kJ Kg}^{-1} \text{K}^{-1}$)	C_p ($\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$)
nov/22	544,83	3,53	302,05	1,83	1825,12
dez/22	482,54	3,35	297,85	1,64	1638,49
nov/23	413,94	3,16	310,07	1,35	1348,72
dez/23	275,28	4,32	300,05	0,93	930,84
jun/24	388,07	4,56	301,05	1,31	1308,87
jul/24	450,56	4,97	301,51	1,52	1519,40

Fonte: A autora (2025).

4.6 Resultados das análises microbiológicas

A Tabela 21 mostra os resultados das análises microbiológicas de coliformes termotolerantes, ovos viáveis de Helmintos e *Salmonella sp.* realizadas para as amostras de lodo de esgoto. Observa-se que a concentração de ovos viáveis de Helmintos foi inferior a 0,1 ovos g ST⁻¹, o que está de acordo com o descrito pelo limite permitido pelo MAPA e pelo IAT para disponibilização no solo, que deve ser um valor de no máximo 1 ovo em 4 g ST⁻¹ ou 0,25 ovos g ST⁻¹ (MAPA, 2016; IAT, 2025). Para que o lodo de esgoto seja considerado higienizado, no Estado do Paraná, a Resolução da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA) nº 21/2009 estabelece a manutenção do lodo a uma temperatura mínima de 70°C, por pelo menos 30 minutos (SEMA, 2009). A partir disso, é possível avaliar que a temperatura de secagem de 300 °C durante cerca de 50 min no secador foi suficiente para inativar os ovos de helmintos que estivessem no lodo de esgoto.

Embora não tenha sido realizada a caracterização microbiológica do DSS antes da secagem a 300 °C, o estudo de (KUK et al., 2022) realizou análises microbiológicas em amostras de lodo de esgoto de uma ETE de Curitiba – PR e resultaram em 2.541,72 NMP g ST⁻¹ de coliformes termotolerantes e 8,80 ovos g ST⁻¹ de ovos viáveis de helmintos. Esses resultados indicam a importância da secagem do lodo para higienização e remoção desses microrganismos patogênicos antes de sua destinação final, como no solo para fins agrícolas.

Quanto aos coliformes termotolerantes, os resultados da maior parte das amostras variaram entre <0,24 e 119,44 NMP g ST⁻¹, permanecendo dentro do limite de 1000 NMP g ST⁻¹ estabelecido pelo MAPA e pelo IAT para lodo Classe A.

Para fins comparativos, Wagner et al. (2018) realizaram um estudo em uma ETE de Curitiba-PR utilizando um sistema de higienização térmica em escala piloto baseado em piso radiante metálico com circulação de água aquecida a 90 °C. O lodo, com cerca de 20% de sólidos totais, foi distribuído em uma camada de 10 cm de espessura sobre o piso e coberto com lona plástica dupla para manter a umidade. O processo de aquecimento durou aproximadamente 7 dias, com temperaturas médias variando entre 60,2 °C e 78,9 °C, dependendo da posição dos termopares na massa de lodo. Após o tratamento, o lodo foi estocado por até 120 dias, e os valores de coliformes termotolerantes permaneceram entre 1,32 e 79,22 NMP g ST⁻¹, com média de 37,37 NMP g ST⁻¹. Essa média é comparável a média deste estudo (63,78 NMP g ST⁻¹).

Em contraste, o presente estudo utilizou um secador rotativo granular operando a 300 °C por cerca de 50 minutos, caracterizando um processo de secagem mais intenso e de curta duração. Apesar da diferença significativa na abordagem térmica, os resultados microbiológicos foram semelhantes aos de Wagner et al. (2018), sugerindo que ambos os métodos são eficazes na redução de coliformes termotolerantes.

Entretanto, a amostra coletada em setembro de 2024 apresentou um valor atípico de 1.068,25 NMP g ST⁻¹, excedendo o limite para lodo Classe A, mas ainda se enquadrando dentro do limite para lodo Classe B (<10⁶ NMP g ST⁻¹), conforme a Instrução Normativa Nº 28 do IAT (2025). Essa exceção pode estar relacionada à recolonização bacteriana pós-secagem, fenômeno também observado por Wagner et al. (2018). A recolonização possivelmente ocorreu durante o armazenamento, uma vez que o lodo ainda aquecido (cerca de 120 °C) foi mantido em um contêiner fechado com lona, criando um ambiente úmido e propício à proliferação microbiana.

Tabela 21 – Resultados das análises microbiológicas de DSS

Amostra	Coliformes termotolerantes (NMP g ST⁻¹)	Ovos viáveis Helmintos (Ovos g ST⁻¹)	Salmonella sp. (NMP 4 g ST⁻¹)
nov/22	0,95	< 0,1	< 0,45
dez/22	0,35	< 0,1	0,45
jan/23	1,26	< 0,1	<0,37
fev/23	1,23	< 0,1	<0,44
mar/23	2,25	< 0,1	1,12
abr/23	0,97	< 0,1	< 0,42
mai/23	0,92	< 0,1	<0,35
jun/23	<0,28	< 0,1	0,45
jul/23	<0,31	< 0,1	<0,42
ago/23	1,33	< 0,1	<0,37
set/23	0,34	< 0,1	<0,45
out/23	6,33	< 0,1	12,88
nov/23	42,05	< 0,1	>112,77
dez/23	2,28	< 0,1	<0,45
jan/24	2,25	< 0,1	<0,42
fev/24	13,45	< 0,1	<0,44
mar/24	20,12	< 0,1	<0,45
abr/24	41,41	<0,1	<0,45

Amostra	Coliformes termotolerantes (NMP g ST ⁻¹)	Ovos viáveis Helmintos (Ovos g ST ⁻¹)	<i>Salmonella sp.</i> (NMP 4 g ST ⁻¹)
mai/24	8,28	< 0,1	6,21
jun/24	<0,24	<0,1	<0,35
jul/24	2,18	< 0,1	1,04
ago/24	3,83	<0,1	<0,41
set/24	1.068,25	< 0,1	>88,33
out/24	119,44	< 0,1	<0,39

Fonte: A autora (2025).

Em relação à *Salmonella sp.*, foram detectados valores inferiores a 0,45 NMP 4 g ST⁻¹ nos meses de maio, julho, agosto e setembro de 2023. Nos demais meses, os valores foram superiores, atingindo o máximo em outubro com 12,88 NMP 4 g ST⁻¹. De acordo com a legislação vigente, tanto o MAPA quanto o IAT estabelecem que bioossólidos não devem apresentar presença de *Salmonella sp.* Assim como foi observado para coliformes termotolerantes, existe a possibilidade de recolonização bacteriana, após o tratamento térmico, especialmente durante o armazenamento.

Essa hipótese destaca a importância de investigar as condições pós-secagem, como o ambiente de estocagem, a umidade residual e o tempo de permanência, que podem favorecer a sobrevivência ou reintrodução de microrganismos. A compreensão desses fatores é essencial para aprimorar o controle microbiológico do DSS e garantir sua segurança sanitária para aplicação agrícola.

A pesquisa de Maffei (2016), avaliou o risco de infecção por *Salmonella spp.* no uso agrícola de bioossólidos, modelou cenários em que a bactéria sobrevive em partículas de lodo aplicadas ao solo. Os autores destacam que a forma física do lodo influencia diretamente na persistência da bactéria, sendo que partículas mais densas ou encapsuladas podem proteger os microrganismos da ação de agentes externos, como calor ou desinfetantes.

Para viabilizar o uso agrícola do lodo seco, a elevação do pH acima de 12 é recomendada, conforme a Resolução CONAMA nº 375/2006, pois contribui para a eliminação de microrganismos patogênicos. Costa et al. (2018) demonstraram que a adição de cal virgem é eficaz na estabilização química do pH e na desinfecção, promovendo a remoção de coliformes termotolerantes, *Salmonella*, estreptococos, cistos de protozoários e larvas de helmintos.

É importante destacar que, para fins de geração de energia térmica, a presença de microrganismos patogênicos no lodo não representa uma limitação técnica. No entanto, é fundamental adotar medidas de segurança no manuseio do lodo antes do tratamento térmico, a fim de evitar riscos à saúde ocupacional.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial energético do lodo de esgoto seco proveniente da unidade de secagem térmica da Estação de Tratamento de Esgoto Atuba Sul, em Curitiba – PR, ao longo de 24 meses. A integração de análises agronômicas, químicas, térmicas e microbiológicas permitiu compreender a variabilidade sazonal e os fatores que influenciam a aplicabilidade do DSS em processos termoquímicos e agronômicos.

Os resultados agronômicos demonstraram que o DSS apresenta teores significativos de matéria volátil (35,39–55,05%) e carbono fixo (2,28–6,59%), além de pH predominantemente neutro a levemente ácido. A umidade variou amplamente (1,35–30,61%), influenciada principalmente pela precipitação local instabilidades no processo de tratamento, o que impactou diretamente o poder calorífico inferior, com valores experimentais entre 9,24 e 13,17 MJ kg⁻¹. A análise elementar revelou teores relevantes de carbono (23,20–32,40%) e hidrogênio (3,95–6,50%), reforçando o potencial energético do DSS.

As concentrações de metais nas amostras de DSS estiveram dentro dos limites estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Elementos como zinco e ferro apresentaram valores elevados, possivelmente associados ao uso de insumos químicos, como o cloreto férrico, no tratamento de esgoto. Ainda assim, o zinco pode ser aplicado ao solo como micronutriente, desde que respeitados os critérios normativos, e os resultados obtidos indicam que o DSS apresenta potencial para uso agrícola.

As análises termogravimétricas realizadas em atmosferas de nitrogênio e ar sintético evidenciaram diferenças significativas. Em N₂, observou-se uma decomposição térmica mais lenta, com menor intensidade nos picos de DTG, refletindo a ausência de oxidação. Já em N₂O₂, os eventos térmicos foram mais intensos e definidos, com maior perda de massa no segundo evento (150–370 °C), associado à liberação de voláteis e combustão de compostos orgânicos. A presença de oxigênio reduziu a reatividade térmica do DSS, tornando essa atmosfera mais representativa para simulações de combustão.

As temperaturas de ignição e de burnout variaram conforme a taxa de aquecimento, com Ti entre 253,53 e 279,08 °C e Tb entre 474,28 e 538,00 °C. A

energia de ativação aparente, determinada pelos métodos de Friedman, FWO e KAS, apresentou valores elevados, de até 1.051,89, especialmente sob atmosfera oxidante, indicando estabilidade térmica e comportamento cinético complexo. O método KAS destacou-se como o mais robusto para representar o comportamento cinético do DSS, sendo recomendado para futuros estudos de modelagem e dimensionamento de processos.

A análise de DSC permitiu a determinação do C_p das amostras, com valores variando entre 0,93 e 1,83 $\text{kJ kg}^{-1} \text{K}^{-1}$. Esses resultados estão em consonância com os valores reportados na literatura para biomassas e subprodutos orgânicos, e reforçam a importância do C_p como parâmetro termodinâmico essencial para o dimensionamento de sistemas térmicos e de recuperação energética.

Do ponto de vista microbiológico, o DSS apresentou baixos níveis de coliformes termotolerantes e ovos viáveis de helmintos, estando em conformidade com os limites legais. A detecção pontual de *Salmonella* sp. em alguns meses, embora não represente uma tendência sistemática nem comprometa sua aplicação em processos termoquímicos, pode estar relacionada à recontaminação durante o armazenamento. Essa hipótese reforça a importância de estudos complementares sobre as condições pós-secagem, como o ambiente de estocagem, a umidade residual e o tempo de permanência, com vistas à prevenção de ocorrências futuras para que viabilize sua aplicação agrícola.

Diante dos resultados obtidos, verifica-se que o DSS apresenta características promissoras para valorização energética por meio da combustão, com potencial complementar para outras rotas termoquímicas, como pirólise e gaseificação. A variabilidade sazonal observada reforça a importância de estudos de longo prazo e de estratégias de padronização para garantir a eficiência e a segurança do uso do lodo como fonte alternativa de energia. O trabalho se destaca por contemplar uma série histórica contínua de 24 meses, permitindo uma avaliação inédita da influência da sazonalidade sobre as propriedades térmicas e químicas do DSS. Tal abordagem fortalece a confiabilidade dos resultados e fornece subsídios concretos para aplicações industriais em larga escala.

Do ponto de vista acadêmico, os resultados e metodologias adotados oferecem uma referência robusta para pesquisas futuras sobre a caracterização de subprodutos sólidos urbanos com fins energéticos e agronômicos.

Por fim, este trabalho contribui para o avanço do conhecimento científico e tecnológico na área de saneamento e energia, promovendo a sustentabilidade e a economia circular no contexto do tratamento de esgotos urbanos.

5.1 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Com base nos resultados obtidos e nas limitações identificadas ao longo desta pesquisa, recomenda-se que estudos futuros considerem os seguintes aspectos:

1. A continuidade da coleta e caracterização de amostras por períodos superiores a 24 meses permitirá avaliar tendências de longo prazo, bem como possíveis alterações decorrentes de mudanças operacionais na ETE ou de fatores climáticos sazonais. Além disso, recomenda-se a finalização das análises elementares de oxigênio e das determinações experimentais do PCI por bomba calorimétrica para as amostras coletadas entre novembro de 2023 e outubro de 2024, que não puderam ser concluídas neste estudo.

2. Realizar estudos complementares sobre a aplicação do DSS no processo de combustão em operação na ETE sob investigação, como parâmetros operacionais e análise das emissões gasosas associadas à combustão.

3. Desenvolver e aplicar modelos matemáticos baseados em inteligência artificial (como redes neurais artificiais) para prever o comportamento térmico e energético do DSS com base em sua composição química e sazonalidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHKIR, A.; AOURAGH, A.; EL MAHI, M.; LOTFI, E. M.; LABJAR, N.; EL BOUCH, M.; OUAHIDI, M. L.; BADZA, T.; FARHANE, H.; EL MOUSSAOUI, T. Implication of sewage sludge increased application rates on soil fertility and heavy metals contamination risk. *Emerging Contaminants*, v. 9, n. 1, 2023.

AKAHIRA, T.; SUNOSE, T. Method of determining activation deterioration constant of electrical insulating materials. *Res. Report Chiba Inst. Technol (Sci. Technol.)*, v. 16, p. 22, 1971.

ALONSO, J. M.; ABREU, A. H. M. DE; ANDREOLI, C. V.; TEIXEIRA, P. C.; POLIDORO, J. C.; LELES, P. S. DOS S. Chemical characteristics and valuation of sewage sludge from four different wastewater treatment plants. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 1, 2024.

ALVAREZ, J.; AMUTIO, M.; LOPEZ, G.; BARBARIAS, I.; BILBAO, J.; OLAZAR, M. Sewage sludge valorization by flash pyrolysis in a conical spouted bed reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 273, p. 173–183, 1 ago. 2015.

ANA. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília: ANA, 2017.

ANSHARIAH; IMRAN, A. M.; WIDODO, S.; IRVAN, U. R. Correlation of fixed carbon content and calorific value of South Sulawesi Coal, Indonesia. *Earth and Environmental Science*, v. 473, p. 012106, 2020.

ANSHARIAH; IMRAN, A. M.; WIDODO, S.; IRVAN, U. R. Correlation of fixed carbon content and calorific value of South Sulawesi Coal, Indonesia. *Earth and Environmental Science*, v. 473, p. 012106, 2020.

BARROS, A. J. M.; SANTOS, J. C. O.; PRASAD, S.; LEITE, V. D.; SOUZA, A. G.; SOLEDADE, L. E. B.; DUARTE, M. S. B.; SANTOS, V. D. Thermal decomposition study of sewage sludge and of organic waste used in the sorption of metals. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 83, p. 291–295, 2006.

BARROS, K. K.; CHERNICHARO, C. A. DE L.; ANDREOLI, C. V.; CHAMHUM-SILVA, L. DE A.; BITTENCOURT, S.; KATO, M. T. *Parte A: Higienização e uso de lodo de*

esgoto no solo Nota Técnica 1 – Tópicos de interesse. Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, n. 1, p. 5–16, 2022.

BATISTA, M. A.; NETO, M. E.; BATISTA, M. A.; INOUE, T. T.; ESPER, M.; SARAIVA, A. *Capítulo 4 - Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral*. Maringá: EDUEM, 2018, pp. 113-162

BAYÓN, R.; GARCÍA-ROJAS, R.; ROJAS, E.; RODRÍGUEZ-GARCÍA, M. M. Assessment of isoconversional methods and peak functions for the kinetic analysis of thermogravimetric data and its application to degradation processes of organic phase change materials. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 149, n. 23, p. 13879–13899, 2024.

BECKER, J.; ZAT, T.; STEFFLER, E.; ANDRADE, F.; GONÇALVES, J. P.; TRAMONTIN, M.; RODRÍGUEZ, E. D. Case Studies in Construction Materials Recycling of municipal sewage sludge from Brazilian wastewater treatment plants for the manufacture of environmentally friendly ceramic bricks. *Case Studies in Construction Materials*, v. 21, n. June, p. e03610, 2024.

BITTENCOURT, S. *Fonte de excesso de zinco em lodo de esgoto: um estudo de caso*. In: 21° Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife - PE, 2024.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; GOMES, D. Sewage Sludge Usage in Agriculture: a Case Study of Its Destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. *Water Air Soil Pollut*, v. 225, 2014.

BOIE, W. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Hochs. Chule Dresden*, v. 2, p. 687, 1953.

BORA, R. R.; RICHARDSON, R. E.; YOU, F. Resource recovery and waste-to-energy from wastewater sludge via thermochemical conversion technologies in support of circular economy: a comprehensive review. *BMC Chemical Engineering*, v. 2, n. 1, p. 1–16, 2020.

BRANDT, F. *Brennstoffe und Verbrennungsrechnung*. Vulkan-Verlag, Essen, Germany, 1999.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental-SNSA. *Diagnóstico Temático: Serviços de Água e Esgoto. Visão Geral ano de referência 2022*. p. 107, 2023.

CALVO, L. F.; OTERO, M.; JENKINS, B. M.; GARCÍA, A. I.; MORÁN, A. Heating process characteristics and kinetics of sewage sludge in different atmospheres. *Thermochimica Acta*, v. 409, n. 2, p. 127–135, 2004.

CAO, J.; JIANG, Y.; TAN, X.; LI, L.; CAO, S.; DOU, J.; CHEN, R.; HU, X.; QIU, Z.; LI, M.; CHEN, Z.; ZHU, H. Sludge-based biochar preparation: pyrolysis and co-pyrolysis methods, improvements, and environmental applications. *Fuel*, v. 373, n. December 2023, p. 132265, 2024.

CASTRO-LE, G.; BAQUERO-QUINTEROS, E.; LOOR, B. G.; ALVEAR, J.; MONTESDEOCA, D. E.; LA, D.; MONTERO-CALDER, C. Waste to Catalyst: Synthesis of Catalysts from Sewage Sludge of the Mining, Steel, and Petroleum Industries. *Sustainability*, v. 12, n. 23, 2020.

CHAI, L. H. Statistical dynamic features of sludge drying systems. *International Journal of the Thermal Sciences*, v. 46, p. 802–811, 2007.

CHAN, W. P.; WANG, J. Y. Comprehensive characterisation of sewage sludge for thermochemical conversion processes - Based on Singapore survey. *Waste Management*, v. 54, p. 131–142, 1 ago. 2016.

CHEN, G.; SUN, Y.; CHEN, C.; WANG, X.; TAO, J.; YAN, B.; CHENG, Z.; CHEN, G. Journal of Environmental Chemical Engineering Thermogravimetric analysis and synergistic optimization of multi-organic solid wastes co-incineration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 13, n. 3, p. 116557, 2025.

CHEN, R.; SHENG, Q.; DAI, X.; DONG, B. Upgrading of sewage sludge by low temperature pyrolysis: Biochar fuel properties and combustion behavior. *Fuel*, v. 300, 15 set. 2021.

COLLARD, M.; TEYCHENÉ, B.; LEMÉE, L. Comparison of three different wastewater sludge and their respective drying processes: Solar, thermal and reed beds e Impact

on organic matter characteristics. *Journal of Environmental Management*, v. 203, p. 760–767, 2017.

COLLAZO, J.; PAZÓ, J. A.; GRANADA, E.; SAAVEDRA, Á.; EGUÍA, P. Determination of the specific heat of biomass materials and the combustion energy of coke by DSC analysis. *Energy*, v. 45, n. 1, p. 746–752, 2012.

COSTA, T. G. A.; CUNHA, L. M.; IWATA, B. DE F.; COELHO, J. V.; SANTOS, J. G. P. DOS; CLEMENTINO, G. E. DOS S. Tratamento Alcalino De Lodo De Esgoto No Preparo Do Biossólido Como Alternativa De Adubo Orgânico. *Multi-Science Journal*, v. 1, n. 13, p. 374–377, 2018.

CRISTINA, G.; CAMELIN, E.; PUGLIESE, M.; TOMMASI, T.; FINO, D. Evaluation of anaerobic digestates from sewage sludge as a potential solution for improvement of soil fertility. *Waste Management*, v. 99, p. 122–134, 2019.

CUI, D.; ZHANG, B.; WU, S.; XU, X.; LIU, B.; WANG, Q.; ZHANG, X.; ZHANG, J. From sewage sludge and lignocellulose to hydrochar by co-hydrothermal carbonization: Mechanism and combustion characteristics. *Energy*, v. 305, n. June, p. 132414, 2024.

DALLA COSTA, M. C.; CORDONI, L.; MATSUO, T. Food habits of adolescent students from a municipality in western Paraná, Brazil. *Revista de Nutrição*, v. 20, n. 5, p. 461–471, 2007.

DI FRAIA, S.; MASSAROTTI, N.; UDDIN, M. R.; VANOLI, L. Conversion of Sewage Sludge to combined heat and power: Modeling and optimization. *Smart Energy*, v. 5, p. 100061, 2022.

DOYLE, C. D. Estimating Isothermal Life from Thermogravimetric Data. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 6, n. 24, p. 639–642, 1962.

DUPONT, G. K.; FILHO, M. A. DA S. C.; PEDROSA, L. L.; YAMAMOTO, C. I.; POSSETI, G. R. C. Thermal and physicochemical analyses of dry sewage sludge for application in combustion process. *Thermochimica Acta*, v. 750, n. May, 2025.

FENG, C.; HUANG, J.; YANG, C.; LI, C.; LUO, X.; GAO, X.; QIAO, Y. Smouldering combustion of sewage sludge: Volumetric scale-up, product characterization, and economic analysis. *Fuel*, v. 305, 1 dez. 2021.

FENG, J.; BURKE, I. T.; CHEN, X.; STEWART, D. I. Assessing metal contamination and speciation in sewage sludge: implications for soil application and environmental risk. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 22, n. 4, p. 1037–1058, 2023.

FERRARETTO, L. H. *Validação do método de análise de Salmonella via detecção molecular em gelatina*. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2024.

FERREIRA, C. C. Análise de coliformes termotolerantes e *Salmonella sp.* em hortaliças minimamente processadas comercializadas em Belo Horizonte- MG. *HU Revista*, v. 42, n. 4, p. 307–313, 2016.

FLYNN, J. H.; WALL, L. A. A quick, direct method for the determination of activation energy from' thermogravimetric data. *Polymer Letters*, v. 4, p. 323–328, 1966.

FOLGUERAS, M. B.; ALONSO, M.; DÍAZ, R. M. Influence of sewage sludge treatment on pyrolysis and combustion of dry sludge. *Energy*, v. 55, p. 426–435, 2013.

FOLGUERAS, M. B.; DÍAZ, R. M.; XIBERTA, J.; PRIETO, I. Volatilisation of trace elements for coal – sewage sludge blends during their combustion. *Fuel*, v. 82, p. 1939–1948, 2003.

FREDDO, A. *Caracterização físico-química de lodo proveniente de duas estações de tratamento de esgoto da região oeste do Paraná*. 2014. Trabalho de conclusão de curso – Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

FRIEDMAN, H. L. Kinetics of Thermal Degradation of Char-Forming Plastics from Thermogravimetry. Application to Phenolic Plastic. *Journal of Polymer Science*, n. 6, p. 183–195, 1964.

GAHLOT, P.; BALASUNDARAM, G.; TYAGI, V. K.; ATABANI, A. E.; SUTHAR, S.; KAZMI, A. A.; ŠTĚPANEC, L.; JUCHELKOVÁ, D.; KUMAR, A. Principles and potential of thermal hydrolysis of sewage sludge to enhance anaerobic digestion. *Environmental Research*, v. 214, 1 nov. 2022.

GAO, N.; KAMRAN, K.; QUAN, C.; WILLIAMS, P. T. Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 79, p. 100843, 2020.

GIANNOPOULOS, G.; TZANAKAKIS, V. A.; DUELLI, G.; ANASTOPOULOS, I.; ASCHONITIS, V. G.; ARAMPATZIS, G.; BAROUCHAS, P. E. Municipal sewage sludge treatment and soil pH conclusively affect the nitrogen dynamics of amended soils. *Environmental Advances*, v. 19, n. February, p. 100618, 2025.

GIL-LALAGUNA, N.; SANCHEZ, J. L.; MURILLO, M. B.; ATIENZA-MARTÍNEZ, M.; GEA, G. Energetic assessment of air-steam gasification of sewage sludge and of the integration of sewage sludge pyrolysis and air-steam gasification of char. *Energy*, v. 76, p. 652–662, 2014.

GUSIATIN, M. Z.; KULIKOWSKA, D.; BERNAT, K. Municipal Sewage Sludge as a Resource in the Circular Economy. *Energies*, v. 17, n. 11, 2024.

HAO, Z.; YANG, B.; JAHNG, D. Combustion characteristics of biodried sewage sludge. *Waste Management*, v. 72, p. 296–305, 2018.

HONG, Z. Transformación urbana de las ciudades basadas en recursos desde una perspectiva de salud. *Territorios en formación*, v. 0989, n. 22, p. 1–16, 2024.

HOSOKAI, S.; MATSUOKA, K.; KURAMOTO, K.; SUZUKI, Y. Modification of Dulong's formula to estimate heating value of gas, liquid and solid fuels. *Fuel Processing Technology*, v. 152, p. 399–405, 1 nov. 2016.

HSUAN, C. Y.; HOU, S. S. Co-combustion characteristics and kinetics of sludge/coal blends in 21%–50% oxygen-enriched O₂/CO₂ atmospheres. *Fuel*, v. 362, n. March 2023, p. 130821, 2024.

IDR-PARANÁ. *Boletim Agrometeorológico IDR-PARANÁ*. 2025.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA, IAT. *Instrução Normativa N° 38*, de 28 de abril de 2025, 2025.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. *Pesquisa por Amostra de Domicílios do Paraná (PAD-PR): perfil socioeconômico e alimentar dos municípios*. Curitiba: IPARDES, 2025. Disponível em: <https://www.ipardes.pr.gov.br>. Acesso em: 24 jul. 2025.

KHAN, A.; ALI, I.; FAROOQ, W.; NAQVI, S. R.; MEHRAN, M. T.; SHAHID, A.; LIAQUAT, R.; WAQAS ANJUM, M.; NAQVI, M. Investigation of combustion performance of tannery sewage sludge using thermokinetic analysis and prediction by artificial neural network. *Case Studies in Thermal Engineering*, v. 40, p. 102586, dez. 2022a.

KHAN, A.; ALI, I.; FAROOQ, W.; NAQVI, S. R.; MEHRAN, M. T.; SHAHID, A.; LIAQUAT, R.; WAQAS ANJUM, M.; NAQVI, M. Investigation of combustion performance of tannery sewage sludge using thermokinetic analysis and prediction by artificial neural network. *Case Studies in Thermal Engineering*, v. 40, p. 102586, dez. 2022.

KOMILIS, D.; KISSAS, K.; SYMEONIDIS, A. Effect of organic matter and moisture on the calorific value of solid wastes: An update of the Tanner diagram. *Waste Management*, v. 34, n. 2, p. 249–255, fev. 2014.

KOPP, J.; DICHTL, N. Prediction of full-scale dewatering results of sewage sludges by the physical water distribution. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 11, p. 135–143, 2001.

KUK, T. N.; SOUZA, J. B. DE; POSSETTI, G. R. C.; WAGNER, L. G. *Proposta de sistema térmico de higienização e secagem de lodo em escala plena para uma estação anaeróbia de tratamento de esgoto de pequeno porte*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 27, n. 2, p. 291–303, 2022.

LI, H.; LI, M.; WANG, H.; TAN, M.; ZHANG, G.; HUANG, Z.; YUAN, X. A review on migration and transformation of nitrogen during sewage sludge thermochemical

treatment: Focusing on pyrolysis, gasification and combustion. *Fuel Processing Technology*, v. 240, n. August 2022, p. 107562, 2023.

LI, J.; HU, J.; WANG, T.; GAN, J.; XIE, J.; SHUI, Y.; LIU, J.; XUE, Y. Thermogravimetric analysis of the co-combustion of residual petrochemical sludge and municipal sewage sludge. *Thermochimica Acta*, v. 673, p. 60–67, 1 mar. 2019.

LI, M.; XIAO, B.; WANG, X.; LIU, J. Consequences of sludge composition on combustion performance derived from thermogravimetry analysis. *Waste Management*, v. 35, p. 141–147, 1 jan. 2015.

LIEW, C. S.; KIATKITTIPONG, W.; LIM, J. W.; LAM, M. K.; HO, Y. C.; HO, C. D.; NTWAMPE, S. K. O.; MOHAMAD, M.; USMAN, A. Stabilization of heavy metals loaded sewage sludge: Reviewing conventional to state-of-the-art thermal treatments in achieving energy sustainability. *Chemosphere*, v. 277, p. 130310, 2021.

LIN, J.; SUN, S.; MA, R.; FANG, L.; ZHANG, P.; QU, J.; ZHANG, X.; GENG, H.; HUANG, X. Characteristics and Reaction Mechanisms of Sludge-Derived Bio-Oil Produced through Microwave Pyrolysis at Different Temperatures. *Energy Conversion and Management*, v. 160, n. 3688, p. 403–410, 2018.

LIN, X.; MAO, T.; CHEN, Z.; CHEN, J.; ZHANG, S.; LI, X. Thermal cotreatment of municipal solid waste incineration fly ash with sewage sludge: Phases transformation, kinetics and fusion characteristics, and heavy metals solidification. *Journal of Cleaner Production*, v. 317, n. March, p. 128429, 2021.

LIU, G.; SONG, H.; WU, J. Thermogravimetric study and kinetic analysis of dried industrial sludge pyrolysis. *Waste Management*, v. 41, p. 128–133, 2015.

LIU, X.; BI, H.; TIAN, J.; NI, Z.; SHI, H.; YAO, Y.; MENG, K.; WANG, J.; LIN, Q. Thermogravimetric analysis of co-combustion characteristics of sewage sludge and bamboo scraps combined with artificial neural networks. *Renewable Energy*, v. 226, n. November 2023, p. 120338, 2024.

LOPES, F. C. R.; TANNOUS, K. Coconut fiber pyrolysis: specific heat capacity and enthalpy of reaction through thermogravimetry and differential scanning calorimetry: 504527. *Thermochimica Acta*, v. 707, n. November 2021, p. 179087, 2022.

LOWRY, C. H. H. *Chemistry of Coal Utilization: Volume I*. 1945.

LU, J. J.; CHEN, W. H. Investigation on the ignition and burnout temperatures of bamboo and sugarcane bagasse by thermogravimetric analysis. *Applied Energy*, v. 160, n. 2015, p. 49–57, 2015.

MA, M.; XU, D.; HUANG, Y.; WANG, S.; DUAN, P.; KAPUSTA, K. Co-pyrolysis of sewage sludge with hydrogen-rich polythene: Effects on synergistic promotion and bio-oil quality. *Renewable Energy*, v. 228, n. December 2023, p. 120673, 2024.

MAFFEI, D. F. *Vegetais minimamente processados prontos para o consumo: influência da etapa de desinfecção na inativação de Salmonella Typhimurium, na ocorrência da contaminação cruzada e na avaliação quantitativa de risco microbiológico em relação a este patógeno*. Tese (Doutorado em Ciência dos Alimentos) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

MAGDZIARZ, A.; WERLE, S. Analysis of the combustion and pyrolysis of dried sewage sludge by TGA and MS. *Waste Management*, v. 34, n. 1, p. 174–179, 2014a.

MAMLEEV, V.; BOURBIGOT, S.; LE BRAS, M.; LEFEBVRE, J. Three model-free methods for calculation of activation energy in TG. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 78, n. 3, p. 1009–1027, 2004.

MAPA. *Instrução normativa SDA N° 7*, de 12-04-2016. 2016.

MAPHANGA, T.; CHIDI, B. S.; GQOMFA, T. T. P. B.; MALAKANE, B. S. M. K. C.; SHALE, S. L. K. The interplay between temporal and seasonal distribution of heavy metals and physiochemical properties in Kaap River. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 21, n. 7, p. 6053–6064, 2024.

MCNAUGHTON, J. L.; MORTIMER, C. T. Differential Scanning Calorimetry. *Thermochemistry and Its Applications to Chemical and Biochemical Systems*, p. 47–60, 1975.

MENEZES, L. N. B. *Proposta de gerenciamento de lodos de esgotos por processo termoquímico*. Trabalho de conclusão de curso (Pós-graduação em tecnologias químicas e biológicas) — Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2022.

MERDUN, H.; LAOUGÉ, Z. B.; ÇIĞGIN, A. S. Synergistic effects on co-pyrolysis and co-combustion of sludge and coal investigated by thermogravimetric analysis. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 146, n. 6, p. 2623–2637, 1 dez. 2021.

MESSAOUDI, H.; KOUKOUCH, A.; BAKHATTAR, I.; ASBIK, M.; BONNAMY, S.; BENNOUNA, E. G.; BOUSHAKI, T.; SARH, B.; ROUBOA, A. Physicochemical Characterization, Thermal Behavior, and Pyrolysis Kinetics of Sewage Sludge. *Energies*, v. 17, n. 3, 2024.

MORAIS, L. C. DE; MAIA, A. A.; RESENDE, P. R.; ROSA, A. H.; NUNES, L. J. R. Thermochemical Conversion of Sugarcane Bagasse: A Comprehensive Analysis of Ignition and Burnout Temperatures. *Clean Technologies*, v. 4, n. 4, p. 1127–1137, 2022.

NAQVI, S. R.; TARIQ, R.; HAMEED, Z.; ALI, I.; NAQVI, M.; CHEN, W. H.; CEYLAN, S.; RASHID, H.; AHMAD, J.; TAQVI, S. A.; SHAHBAZ, M. Pyrolysis of high ash sewage sludge: Kinetics and thermodynamic analysis using Coats-Redfern method. *Renewable Energy*, v. 131, p. 854–860, 2019.

NAQVI, S. R.; TARIQ, R.; HAMEED, Z.; ALI, I.; TAQVI, S. A.; NAQVI, M.; NIAZI, M. B. K.; NOOR, T.; FAROOQ, W. Pyrolysis of high-ash sewage sludge: Thermo-kinetic study using TGA and artificial neural networks. *Fuel*, v. 233, p. 529–538, 1 dez. 2018.

NEIVA, P. S.; FURTADO, D. B.; FINZER, J. R. D. *Capacidade térmica e poder calorífico de biomassa eucalipto*. II Encontro de Desenvolvimento de processos agroindustriais - UNIUBE. Anais...Uberaba, MG: 2018

NETZER, C.; LØVÅS, T. Chemical Model for Thermal Treatment of Sewage Sludge. *ChemEngineering*, v. 6, n. 1, 1 fev. 2022.

NIU, S.; CHEN, M.; LI, Y.; LU, T. Combustion characteristics of municipal sewage sludge with different initial moisture contents. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2017.

NIU, S.; CHEN, M.; LI, Y.; XUE, F. Evaluation on the oxy-fuel combustion behavior of dried sewage sludge. *Fuel*, v. 178, p. 129–138, 2016.

OH, D. Y.; KIM, D.; CHOI, H.; PARK, K. Y. Syngas generation from different types of sewage sludge using microwave-assisted pyrolysis with silicon carbide as the absorbent. *Heliyon*, v. 9, n. 3, p. e14165, 2023.

ONOFRE, S. B.; ABATTI, D.; TESSARO, A. A. *Propriedades Físico-Químicas E Microbiológicas Do Lodo De Esgoto Produzido Pela Estação De Tratamento De Esgoto (ETE) De Toledo – Paraná - Brasil*. VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, p. 1–6, 2015.

OPFERMANN, J. R.; KAISERSBERGER, E.; FLAMMERSHEIM, H. J. Model-free analysis of thermoanalytical data-advantages and limitations. *Thermochimica Acta*, v. 391, n. 1–2, p. 119–127, 2002b.

OZAWA, T. A New Method of Analyzing Thermogravimetric Data. *Bull. Chem. Soc. Japan*, v. 38, n. 11, p. 1881-a886, 1965.

PARK, J. H.; RYU, C. M.; PARK, K. H.; CHOI, J. H. applied sciences Determination of Calorific Value of Mixed Coals by Analysis of Major Elements Using Data Pre-Processing in Laser-Induced Breakdown Spectroscopy. *Applied Sciences*, v. 13, n. 6, 2023.

PAVLÍKOV, M.; TRNÍK, A.; FO, J.; MARTINA, Z.; MEDVED, I.; KEPPERT, M.; KOUTSOUKOS, P. G.; CERNÝ, R. Energy-efficient thermal treatment of sewage sludge for its application in blended cements leska. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 409–419, 2016.

QIN, Z.; LEI, M.; ZHANG, L. Thermogravimetric analysis of the co-combustion of bituminous coal, rice straw and sewage sludge. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 1011, n. 1, p. 0–6, 2021.

RAHMAN, R.; WIDODO, S.; AZIKIN, B.; TAHIR, D. Chemical composition and physical characteristics of coal and mangrove wood as alternative fuel. *Journal of Physics: conference series*, v. 1341, p. 052008, 2019.

RAIHAN, A.; TUSPEKOVA, A. The nexus between economic growth, energy use, urbanization, tourism, and carbon dioxide emissions: New insights from Singapore. *Sustainability Analytics and Modeling*, v. 2, n. September, p. 100009, 2022.

RAVEENDRAVARRIER, B.; PALATEL, A.; CHANDRASEKHARAN, M. Physico-chemical Characterization of sewage sludge for thermochemical conversion processes. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 2020a.

RIETOW, J. C.; POSSETTI, G. R. C.; LOBATO, L. C. S.; ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; BICO, A. K.; WAGNER, L. G.; AISSE, M. M. *Parte A: Higienização e uso de lodo de esgoto no solo Nota Técnica 5 – Secagem e higienização térmica do lodo*. Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, n. 1, p. 59–74, 2022.

RIETOW, J. C.; POSSETTI, G. R.; CARNEIRO, C.; GERVASONI, R.; AISSE, M. M.; NOYOLA, A. R. Use of biogas produced in upflow anaerobic sludge blanket reactors for the thermal drying of sludge from sewage treatment plants. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 27, n. 2, p. 347–356, 2022a.

RONDA, A.; DELLA ZASSA, M.; GIANFELICE, G.; IÁÑEZ-RODRÍGUEZ, I.; CANU, P. Smouldering of different dry sewage sludges and residual reactivity of their intermediates. *Fuel*, v. 247, n. October 2018, p. 148–159, 2019.

RUEDA-ORDÓÑEZ, Y. J.; ARIAS-HERNÁNDEZ, C. J.; MANRIQUE-PINTO, J. F.; GAUTHIER-MARADEI, P.; ANTÔNIO, W. Bioresource Technology Assessment of the thermal decomposition kinetics of empty fruit bunch, kernel shell and their blend. *Bioresource Technology*, v. 292, n. July, p. 121923, 2019.

SALEH KHODAPARASTI, M.; REZA SHIRAZVATAN, M.; TAVAKOLI, O.; ALI KHODADADI, A. Co-pyrolysis of municipal sewage sludge and microalgae *Chlorella Vulgaris*: Products' optimization; thermo-kinetic study, and ANN modeling. *Energy Conversion and Management*, v. 254, 15 fev. 2022.

SANTANA, J. M.; FRAGA, S. V. B.; ZANATTA, M. C. K.; MARTINS, M. R.; PIRES, M. S. G. Characterization of organic compounds and drugs in sewage sludge aiming for agricultural recycling. *Heliyon*, v. 7, n. 4, p. e06771, 2021.

SCHAUM, C.; LENSCH, D.; CORNEL, P. Evaluation of the energetic potential of sewage sludge by characterization of its organic composition. *Water Science and Technology*, v. 73, n. 12, p. 3072–3079, 1 jun. 2016.

SEMA. *Resolução n. 021, de 22 de abril de 2009*. v. 1992, p. 1–32, 2009.

SHANGQUN, Z.; QINGLIN, Z.; TIAN, Y. U.; XIAOJIE, Y. A. O. Co-pyrolysis of Sewage Sludge with Distillation Residue: Kinetics Analysis via Iso-conversional Methods. *Journal of Wuhan University of Technology-Mater. Sci. Ed.*, v. 39, 2024.

SHEN, X.; JIN, Y.; LI, J.; YE, L.; YANG, H.; WANG, Y. Co-pyrolysis behavior of sewage sludge and coal slurry: Pyrolysis characteristics, interaction mechanisms, and gas emissions. *Journal of Environmental Management*, v. 379, n. March, p. 124926, 2025.

SHI, M.; ZHANG, R.; ZHANG, L.; SHI, B. Effects of alkali and alkaline earth metal species on the combustion characteristics and synergistic effects: Sewage sludge and its blend with coal. *Waste Management*, v. 146, n. April, p. 119–129, 2022.

SILVA, V. B. DA. *Caracterização e estudo da aplicação e valoração de lodo de estação de tratamento de esgoto de uma instituição de ensino*. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) Erechim, RS - Universidade Federal da Fronteira da Sul, 2021.

SINISA. *Relatório dos Serviços de Esgotamento Sanitário - Planilha - Ano de Referência 2023*. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico, 2024.

SPIEWAK, K. Gasification of Sewage Sludge — A Review. *Energies*, v. 17, p. 4476, 2024.

SYED-HASSAN, S. S. A.; WANG, Y.; HU, S.; SU, S.; XIANG, J. Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 80, n. June, p. 888–913, 2017.

SZYPULSKA, D.; JURGA, A.; JANIĄK, K. Impact of the thermal drying of sludge on the nitrogen mass balance of a WWTP, and GHG emissions with classical and novel

treatment approach - A full-scale case study. *Journal of Environmental Management*, v. 294, p. 113049, 2021.

TAUSEEF, M.; ANSARI, A. A.; KHOJA, A. H.; NAQVI, S. R.; LIAQUAT, R.; NIMMO, W.; DAOOD, S. S. Thermokinetics synergistic effects on co-pyrolysis of coal and rice husk blends for bioenergy production. *Fuel*, v. 318, 15 jun. 2022.

TEBET, S. N. *Censo Demográfico 2022: Características dos domicílios Resultados preliminares da amostra*. 2022.

TEZER, Ö.; KARABAĞ, N.; ÖNGEN, A.; AYOL, A. Syngas production from municipal sewage sludge by gasification Process: Effects of fixed bed reactor types and gasification agents on syngas quality. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, v. 56, p. 103042, mar. 2023.

THIPKHUNTHOD, P.; MEEYOO, V.; RANGSUNVIGIT, P.; KITİYANAN, B.; SIEMANOND, K.; RIRKSOMBOON, T. Predicting the heating value of sewage sludges in Thailand from proximate and ultimate analyses. *Fuel*, v. 84, n. 7–8, p. 849–857, maio 2005.

TOLEDO. *Plano Plurianual 2026–2029*. Toledo: Prefeitura Municipal de Toledo, 2025.

VALLE, V.; PINTO, V.; DARIO, S.; DAFLON, A.; MORAES COSTA, A.; CAMPOS, J. C. *Desenvolvimento Científico e Tecnológico no Brasil: Interdisciplinaridade ecotoxicidade de metais pesados em ambientes aquáticos: influência dos parâmetros físico-químicos*. p. 91–110, 2012.

VERSHININA, K.; NYASHINA, G.; STRIZHAK, P. Combustion, Pyrolysis, and Gasification of Waste-Derived Fuel Slurries, Low-Grade Liquids, and High-Moisture Waste: Review. *Applied Sciences*, v. 12, n. 1039, p. 1–24, 2022.

VON SPERLING, MARCOS. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VYAZOVKIN, S. *Chapter 13: Isoconversional kinetics*. Handbook of Thermal Analysis and Calorimetry, v. 5, 2008.

VYAZOVKIN, S.; BURNHAM, A. K.; CRIADO, J. M.; PÉREZ-MAQUEDA, L. A.; POPESCU, C.; SBIRRAZZUOLI, N. ICTAC Kinetics Committee recommendations for performing kinetic computations on thermal analysis data. *Thermochimica Acta*, v. 520, n. 1–2, p. 1–19, 2011.

WAGNER, L. G.; OSINSKI, A. M. B.; ALVES, A. B. B.; POSSETTI, G. R. C. *Monitoramento de coliformes termotolerantes em lodo de esgoto higienizado por via térmica*. Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 14, p. 1–5, 2018.

WANG, C.; BI, H.; LIN, Q.; JIANG, C.; JIANG, X.; MENG, K. Thermal Characteristics, Kinetics, and Volatility of Co-Combustion of Sewage Sludge and Rice Husk. *Bioenergy Research*, v. 14, n. 3, p. 1014–1024, 1 set. 2020.

WANG, C.; WANG, X.; JIANG, X.; LI, F.; LEI, Y.; LIN, Q. The thermal behavior and kinetics of co-combustion between sewage sludge and wheat straw. *Fuel Processing Technology*, v. 189, n. February, p. 1–14, 2019.

WANG, G.; ZHANG, J.; SHAO, J.; LIU, Z.; ZHANG, G.; XU, T.; GUO, J.; WANG, H.; XU, R.; LIN, H. Thermal behavior and kinetic analysis of co-combustion of waste biomass/low rank coal blends. *Energy Conversion and Management*, v. 124, p. 414–426, 2016.

WANG, Y.; JIA, L.; GUO, B.; LI, J.; BAI, T.; JIN, Z.; JIN, Y. Investigation on the interaction mechanism during co-combustion of sewage sludge and coal slime: The effect of coal slime type and pretreatment method. *Science of the Total Environment*, v. 927, n. March, p. 172419, 2024b.

WANG, Y.; JIA, L.; GUO, B.; LI, J.; BAI, T.; JIN, Z.; JIN, Y. Science of the Total Environment Investigation on the interaction mechanism during co-combustion of sewage sludge and coal slime: The effect of coal slime type and pretreatment method. *Science of the Total Environment*, v. 927, n. April, p. 172419, 2024a.

WANG, Y.; JIA, L.; GUO, J.; WANG, B.; ZHANG, L.; XIANG, J.; JIN, Y. Thermogravimetric analysis of co-combustion between municipal sewage sludge and

coal slime: Combustion characteristics, interaction and kinetics. *Thermochimica Acta*, v. 706, 1 dez. 2021.

WEF. *Wastewater Solids Incineration Systems*. Em: Manual of Practice no. 30. Alexandria, VA, USA: WEF Press, 2009. p. 1–363.

YAN, J.; YAN, Y.; LAI, J.; JIA, D.; JIAO, Y.; ZHAO, X.; YANG, L. Co-gasification of municipal sewage sludge and cotton stalk enhanced by metal-enriched texture dyeing sludge additives for syngas production. *Fuel*, v. 341, n. January, p. 127669, 2023.

ZHANG, W.; SONG, Q.; WANG, X.; QIAN, B.; XU, K.; YE, Y.; HUANG, J.; QIAO, Y. Investigation of smoldering combustion behaviors and kinetic analysis of different sewage sludges. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 13, n. 2, p. 115454, 2025.

ZHANG, X. P.; ZHANG, C.; LI, X.; YU, S. H.; TAN, P.; FANG, Q. Y.; CHEN, G. A two-step process for sewage sludge treatment: Hydrothermal treatment of sludge and catalytic hydrothermal gasification of its derived liquid. *Fuel Processing Technology*, v. 180, n. March, p. 67–74, 2018.

ZHANG, Z.; ZHENG, X.; CAI, J. Modified Friedman isoconversional kinetic method for effective activation energies of waste tires rubber pyrolysis. *Reaction Kinetics, Mechanisms and Catalysis*, v. 137, n. 4, p. 1987–2001, 2024.

ZHU, Y.; ZHAI, Y.; LI, S.; LIU, X.; WANG, B.; LIU, X.; FAN, Y.; SHI, H.; LI, C.; ZHU, Y. Thermal treatment of sewage sludge: A comparative review of the conversion principle, recovery methods and bioavailability-predicting of phosphorus. *Chemosphere*, v. 291, n. P3, p. 133053, 2022.

APÊNDICE A: Indicadores socioeconômicos.

Tabela A.1 — Indicadores socioeconômicos de Curitiba – PR e cidades da sua região metropolitana que tem seu esgoto coletado e tratado pela ETE Atuba Sul

Cidade	População Estimada	Densidade Demográfica (hab/km ²)	PIB per capita (R\$)	PIB per capita (\$)¹	IDHM (2010)	Salário Médio (R\$)	Salário-Mínimos²	Setores Econômicos Predominantes
Curitiba	1.829.225	4.078,53	49.907,02	8.998,741	0,823	5.083,20	3,6	Indústria, comércio, serviços, setor público
São José dos Pinhais	345.644	348,28	80.717,40	14.554,17	0,758	4.377,20	3,1	Indústria automotiva, logística, comércio
Colombo	240.720	1.175,28	22.842,86	4.118,799	0,733	3.388,80	2,4	Indústria de transformação, comércio, serviços
Almirante Tamandaré	124.788	616,93	15.947,74	2.875,539	0,699	2.965,20	2,1	Comércio varejista, administração pública, transporte terrestre
Quatro Barras	25.109	134,04	80.039,23	14.431,88	0,742	4.659,60	3,3	Indústria automotiva, produtos químicos, administração pública
Campina Grande do Sul	49.971	88,69	49.376,42	8.903,069	0,718	3.106,40	2,2	Comércio varejista, saúde, administração pública
Pinhais	131.199	2.086,76	59.079,55	10.652,64	0,751	3.530,00	2,5	Comércio varejista e atacadista, administração pública
Piraquara	124.934	522,94	13.213,37	2.382,505	0,700	3.530,00	2,5	Administração pública, comércio varejista, transporte terrestre
Média	358.949	1.131,43	46.390,45	8.364,668	0,741	3.830,05	2,71	-

¹ Cotação utilizada: 1 USD = R\$ 5,546

² Salário-mínimo 2025: R\$ 1.412,00

Fonte: IBGE (2022).

APÊNDICE B: Tabelas dos picos de DTG para determinação da energia de ativação aparente.

Tabela B.1 – Dados dos picos de DTG da amostra de nov/22 com atmosfera de N₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

Amostra nov/22 - Atmosfera de nitrogênio												
1° evento: 25 – 150 °C			2° evento: 150 a 370 °C			3° evento: 370 - 550 °C						
1° pico			2° pico			3° pico						
β ($K\ min^{-1}$)	10	40	10	20	40	10	20	40	10	20	40	
β ($K\ s^{-1}$)	0,1667	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	
$\ln\beta$	-1,7918	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	
T (°C)	98,2373	95,8799	-	282,8814	297,4315	307,4370	382,1255	395,8128	-	-	-	
T (K)	-	-	-	556,0314	570,5815	580,5870	-	-	-	-	-	
1/T	-	-	-	0,001798	0,001753	0,001722	-	-	-	-	-	
t (min)	-	-	-	26,5500	14,7800	9,3700	-	-	-	-	-	
t (s)	-	-	-	1593,0000	886,8000	562,2000	-	-	-	-	-	
α	-	-	-	0,3521	0,3594	0,4014	-	-	-	-	-	
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-	-	-	-8,4173	-7,8109	-7,2448	-	-	-	-	-	
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-	-	-	-14,4334	-13,7919	-13,1335	-	-	-	-	-	
Friedman	-	-	-	Inclinação:	-15235,6516	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	Ea (J mol ⁻¹):	126676,2481	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	Ea (kJ mol⁻¹):	126,68	-	-	-	-	-	-	
FWO	-	-	-	Inclinação:	-17971,3362	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	Ea (J mol ⁻¹):	142036,1158	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	Ea (kJ mol⁻¹):	142,04	-	-	-	-	-	-	
KAS	-	-	-	Inclinação:	-16835,8693	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	Ea (J mol ⁻¹):	139981,1968	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	Ea (kJ mol⁻¹):	139,98	-	-	-	-	-	-	

Tabela B.2 – Dados dos picos de DTG da amostra de nov/22 com atmosfera de N₂/O₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

	Amostra nov/22 - Atmosfera de ar sintético											
	1° evento: 25 – 150 °C				2° evento: 150 a 370 °C				3° evento: 370 - 550 °C			
	1° pico				2° pico				3° pico			
β (K min ⁻¹)	10	20	40		10	20	40		10	20	40	
β (K s ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	
$\ln\beta$	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	
T (°C)	100,8592	103,0391	108,3273	108,3273	283,5787	286,4271	288,6843	288,6843	423,9277	399,0094	454,7102	
T (K)	374,0092	376,1891	381,4773	381,4773	556,7287	559,5771	561,8343	561,8343	-	-	-	
1/T	0,002674	0,002658	0,002621	0,002621	0,001796	0,001787	0,001780	0,001780	-	-	-	
t (min)	12,7300	8,9500	6,4700	6,4700	26,5400	14,0500	9,1100	9,1100	-	-	-	
t (s)	763,8000	537,0000	388,2000	388,2000	1592,4000	843,0000	546,6000	546,6000	-	-	-	
α	0,0517	0,0627	0,0567	0,0567	0,3774	0,3492	0,3691	0,3691	-	-	-	
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-9,6013	-9,0549	-8,8319	-8,8319	-8,3474	-7,7890	-7,3004	-7,3004	-	-	-	
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-13,6403	-12,9588	-12,2936	-12,2936	-14,4359	-13,7530	-13,0679	-13,0679	-	-	-	
Friedman	Inclinação:	-13131,06			Inclinação:	-64006,22						
	Ea (J mol ⁻¹):	109177,72			Ea (J mol ⁻¹):	532177,29						
	Ea (kJ mol⁻¹):	109,18			Ea (kJ mol⁻¹):	532,18						
FWO	Inclinação:	-25092,42			Inclinação:	-84522,41						
	Ea (J mol ⁻¹):	198317,45			Ea (J mol ⁻¹):	668021,27						
	Ea (kJ mol⁻¹):	198,32			Ea (kJ mol⁻¹):	668,02						
KAS	Inclinação:	-24336,58			Inclinação:	-83403,96						
	Ea (J mol ⁻¹):	202345,57			Ea (J mol ⁻¹):	693459,09						
	Ea (kJ mol⁻¹):	202,35			Ea (kJ mol⁻¹):	693,46						

Tabela B.3 – Dados dos picos de DTG da amostra de dez/22 com atmosfera de N₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

	Amostra dez/22 - Atmosfera de nitrogênio											
	1° evento: 25 – 150 °C			2° evento: 150 a 370 °C			3° evento: 370 - 550 °C			4° evento: 370 - 550 °C		
	1° pico			2° pico			3° pico			4° pico		
β (K min ⁻¹)	10	20	40	10	20	40	10	20	40	10	20	40
β (K s ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667
$\ln\beta$	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055
T (°C)	108,0709	110,9080	116,5720	287,5095	298,6470	337,9485	386,1751	378,9370	436,7787			
T (K)	381,2209	384,0580	389,7220	560,6595	571,7970	611,0985						
1/T	0,002623	0,002604	0,002566	0,001784	0,001749	0,001636						
t (min)	13,2000	9,2300	6,6300	26,9600	14,8400	9,7500						
t (s)	792,0000	553,8000	397,8000	1617,6000	890,4000	585,0000						
α	0,0726	0,0416	0,0830	0,3546	0,1852	0,4933						
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-9,2972	-9,4973	-8,4748	-8,4255	-8,4781	-7,0783						
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-13,6785	-13,0002	-12,3363	-14,4500	-13,7962	-13,2360						
Friedman	Inclinação:	-16111,04		Inclinação:	-9961,77							
	Ea (J mol ⁻¹):	133954,62		Ea (J mol ⁻¹):	82826,80							
	Ea (kJ mol⁻¹):	133,95		Ea (kJ mol⁻¹):	82,83							
FWO	Inclinação:	-23414,86		Inclinação:	-8615,98							
	Ea (J mol ⁻¹):	185058,90		Ea (J mol ⁻¹):	68096,23							
	Ea (kJ mol⁻¹):	185,06		Ea (kJ mol⁻¹):	68,10							
KAS	Inclinação:	-22643,58		Inclinação:	-7442,79							
	Ea (J mol ⁻¹):	188269,22		Ea (J mol ⁻¹):	61882,77							
	Ea (kJ mol⁻¹):	188,27		Ea (kJ mol⁻¹):	61,88							

Tabela B.4 – Dados dos picos de DTG da amostra de dez/22 com atmosfera de N₂/O₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

	Amostra dez/22 - Atmosfera de ar sintético								
	1° evento: 25 – 150 °C			2° evento: 150 - 370 °C			3° evento: 370 - 550 °C		
	1° pico			2° pico			3° pico		
β (K min ⁻¹)	10	20	40	10,0000	20,0000	40,0000	10	20	40
β (K s ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667
$\ln\beta$	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055
T (°C)	114,3314	112,4913	114,0188	271,1026	272,8660	274,3448	406,7522	423,3468	437,9777
T (K)	387,4814	385,6413	387,1688	544,2526	546,0160	547,4948	679,9022	696,4968	711,1277
1/T	0,002581	0,002593	0,002583	0,001837	0,001831	0,001827	0,001471	0,001436	0,001406
t (min)	13,3500	9,5000	6,6300	25,3400	14,0900	9,0800	38,8100	20,3400	11,1500
t (s)	801,0000	570,0000	397,8000	1520,4000	845,4000	544,8000	2328,6000	1220,4000	669,0000
α	0,0908	0,0475	0,0694	0,3626	0,1847	0,3815	0,7660	0,3934	0,7410
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-9,0855	-9,3920	-8,6534	-8,3412	-8,4288	-7,2641	-8,0195	-8,0400	-6,8055
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-13,7111	-13,0084	-12,3232	-8,0912	-7,4013	-6,7108	-14,8357	-14,1907	-13,5392
Friedman	-	-	-	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 791,92	-95245,52 791915,24 791,92	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 151,34	-18202,12 151340,87 151,34	-	-
FWO	-	-	-	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 1004,21	-127059,23 1004210,20 1004,21	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 169,24	-21413,62 169242,16 169,24	-	-
KAS	-	-	-	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 1051,89	-126513,38 1051890,71 1051,89	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 166,48	-20023,50 166484,63 166,48	-	-

Tabela B.5 – Dados dos picos de DTG da amostra de nov/23 com atmosfera de N₂/O₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

Amostra nov/23- Atmosfera de ar sintético									
	1° evento: 25 – 150 °C			2° evento: 150 - 370 °C			3° evento: 370 - 550 °C		
	1° pico			2° pico			3° pico		
β (K min ⁻¹)	10	20	40	10,0000	20,0000	40,0000	10	20	40
β (K s ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667
$\ln\beta$	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055
T (°C)	89,41998	102,5898	111,4487	274,38343	283,1612	285,8267	446,0012	475,4098	493,2483
T (K)	362,5700	375,7398	384,5987	547,5334	556,3112	558,9767	719,1512	748,5598	766,3983
1/T	0,002758	0,002661	0,002600	0,001826	0,001798	0,001789	0,001391	0,001336	0,001305
t (min)	11,9600	8,9700	6,5900	25,6800	14,2900	9,0900	42,7600	22,9500	12,1400
t (s)	717,6000	538,2000	395,4000	1540,8000	857,4000	545,4000	2565,6000	1377,0000	728,4000
α	0,0474	0,0582	0,0607	0,3641	0,3715	0,3705	0,8758	0,8832	0,8707
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-9,6249	-9,1318	-8,7816	-8,3503	-7,7442	-7,2945	-7,9826	-7,3519	-6,7293
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-13,5782	-12,9564	-12,3099	-14,4026	-13,7413	-13,0577	-14,9479	-14,3349	-13,6889
Friedman	Inclinação:	-5317,15		Inclinação:	-26413,48		Inclinação:	-14270,14	
	Ea (J mol ⁻¹):	44209,21		Ea (J mol ⁻¹):	219613,91		Ea (J mol ⁻¹):	118648,53	
	Ea (kJ mol⁻¹):	44,21		Ea (kJ mol⁻¹):	219,61		Ea (kJ mol⁻¹):	118,65	
FWO	Inclinação:	-8631,18		Inclinação:	-33776,29		Inclinação:	-15775,32	
	Ea (J mol ⁻¹):	68216,37		Ea (J mol ⁻¹):	266950,30		Ea (J mol ⁻¹):	124679,92	
	Ea (kJ mol⁻¹):	68,22		Ea (kJ mol⁻¹):	266,95		Ea (kJ mol⁻¹):	124,68	
KAS	Inclinação:	-7885,22		Inclinação:	-32670,53		Inclinação:	-14292,73	
	Ea (J mol ⁻¹):	65561,33		Ea (J mol ⁻¹):	271637,88		Ea (J mol ⁻¹):	118836,37	
	Ea (kJ mol⁻¹):	65,56		Ea (kJ mol⁻¹):	271,64		Ea (kJ mol⁻¹):	118,84	

Tabela B.6 – Dados dos picos de DTG da amostra de dez/23 com atmosfera de N₂/O₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

	Amostra dez/23 - Atmosfera ar sintético					
	1° evento: 150 - 370 °C			2° evento: 370 a 550 °C		
	1° pico			2° pico		
β (K min ⁻¹)	10	20	40	10	20	40
β (K s ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667
$\ln\beta$	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055
T (°C)	275,688	277,29074	285,68332	427,8227	432,58262	458,32405
T (K)	548,8380	550,4407	558,8333	700,9727	705,7326	731,4741
1/T	0,001822	0,001817	0,001789	0,001427	0,001417	0,001367
t (min)	25,8000	14,1100	9,0800	40,9200	20,8200	11,4900
t (s)	1548,0000	846,6000	544,8000	2455,2000	1249,2000	689,4000
α	0,2225	0,2583	0,2951	0,7202	0,7286	0,7294
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-8,8475	-8,0950	-7,5210	-8,1342	-7,4468	-6,8513
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-14,4074	-13,7201	-13,0572	-14,8967	-14,2171	-13,5956
Friedman	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹):	-34277,18 284996,33 285,00		Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹):	-18409,56 153065,62 153,07	
FWO	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹):	-36938,53 291942,94 291,94		Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹):	-20219,75 159806,41 159,81	
KAS	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹):	-35830,39 297910,38 297,91		Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹):	-18786,13 156196,60 156,20	

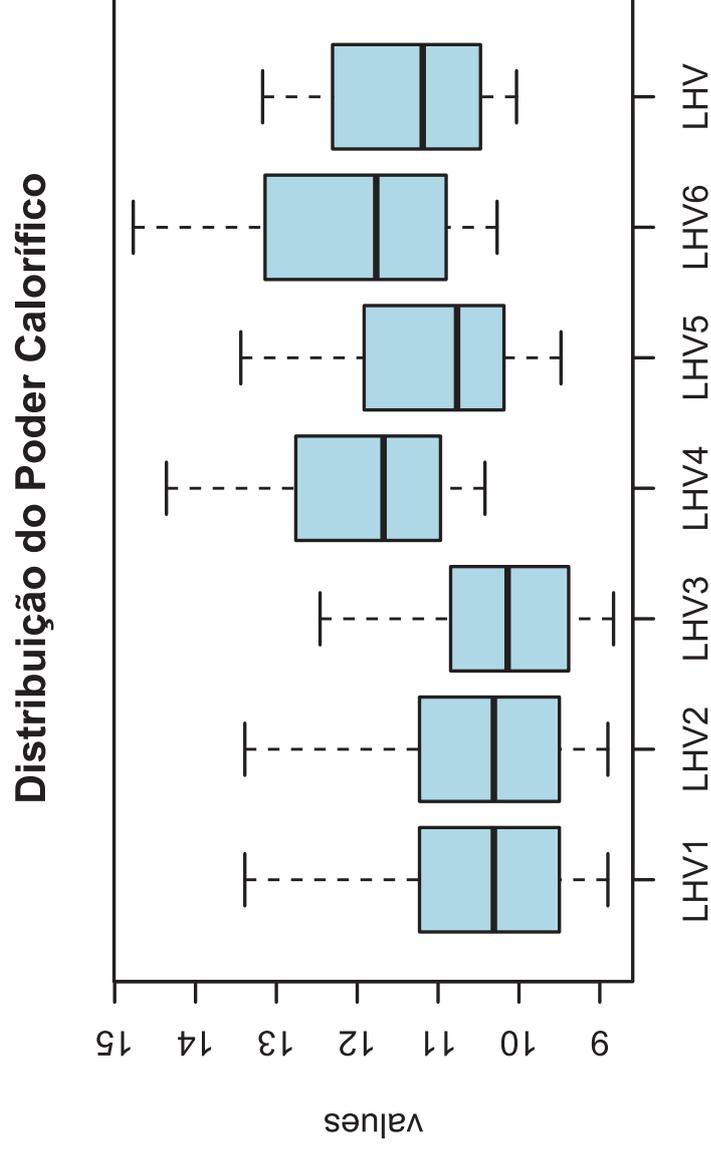
Tabela B.7 – Dados dos picos de DTG da amostra de jun/24 com atmosfera de N₂/O₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

	Amostra jun/24 - Atmosfera ar sintético					
	1° evento: 150 - 370 °C			2° evento: 370 - 550 °C		
	1° pico			2° pico		
	10	20	40	10	20	40
β (K min ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667
β (K s ⁻¹)	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055
$\ln\beta$	282,31418	285,28139	287,36757	453,0638	482,02641	484,84704
T (°C)	555,4642	558,4314	560,5176	726,2138	755,1764	757,9970
1/T	0,001800	0,001791	0,001784	0,001377	0,001324	0,001319
t (min)	26,4500	14,3700	9,1100	43,3500	23,1600	11,9500
t (s)	1587,0000	862,2000	546,6000	2601,0000	1389,6000	717,0000
α	0,3477	0,3499	0,3560	0,7825	0,7831	0,7846
$\ln\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-8,4261	-7,8096	-7,3364	-8,1089	-7,4813	-6,8176
$\ln\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-14,4314	-13,7489	-13,0632	-14,9674	-14,3525	-13,6668
Friedman	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 556,64	-66948,99 556644,88 556,64		Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 150,10	-18053,12 150102,01 150,10	
FWO	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 667,94	-84511,90 667938,22 667,94		Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 154,37	-19532,03 154371,04 154,37	
KAS	Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 693,39	-83396,08 693393,54 693,39		Inclinação: Ea (J mol ⁻¹): Ea (kJ mol⁻¹): 150,07	-18049,40 150071,08 150,07	

Tabela B.8 – Dados dos picos de DTG da amostra de jul/24 com atmosfera de N₂/O₂ para cálculo da Ea pelos métodos de Friedman, FWO e KAS

	Amostra jul/24 - Atmosfera ar sintético									
	1° evento: 25 – 150 °C			2° evento: 150 - 370 °C			3° evento: 370 - 550 °C			
	1° pico			2° pico			3° pico			
β (K min ⁻¹)	10	20	40	10	20	40	10	20	40	
β (K s ⁻¹)	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	0,1667	0,3333	0,6667	
ln β	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	-1,7918	-1,0986	-0,4055	
T (°C)	86,75938	105,72248	114,38306	265,9248	268,96616	271,24671	426,24949	449,0863	454,71074	
T (K)	359,9094	378,8725	387,5331	539,0748	542,1162	544,3967	699,3995	722,2363	727,8607	
1/T	0,002778	0,002639	0,002580	0,001855	0,001845	0,001837	0,001430	0,001385	0,001374	
t (min)	11,8200	9,0700	6,6600	24,8600	13,8500	8,9400	40,7700	21,6200	11,4300	
t (s)	709,2000	544,2000	399,6000	1491,6000	831,0000	536,4000	2446,2000	1297,2000	685,8000	
α	0,0289	0,0399	0,0571	0,2060	0,3100	0,3261	0,4668	0,6209	0,7320	
ln $\left(\frac{d\alpha}{dt}\right)$	-10,1067	-9,5207	-8,8538	-8,8873	-7,8939	-7,4054	-8,5641	-7,6445	-6,8426	
ln $\frac{\beta}{T_{max}^2}$	-13,5635	-12,9730	-12,3251	-14,3715	-13,6896	-13,0048	-14,8922	-14,2633	-13,5857	
Friedman	Inclinação:	-5947,06		Inclinação:	-82489,68		Inclinação:	-27705,57		
	Ea (J mol ⁻¹):	49446,59		Ea (J mol ⁻¹):	685857,34		Ea (J mol ⁻¹):	230356,91		
	Ea (kJ mol⁻¹):	49,45		Ea (kJ mol⁻¹):	685,86		Ea (kJ mol⁻¹):	230,36		
FWO	Inclinação:	-6637,89		Inclinação:	-75893,69		Inclinação:	-22001,36		
	Ea (J mol ⁻¹):	52462,44		Ea (J mol ⁻¹):	599824,33		Ea (J mol ⁻¹):	173887,34		
	Ea (kJ mol⁻¹):	52,46		Ea (kJ mol⁻¹):	599,82		Ea (kJ mol⁻¹):	173,89		
KAS	Inclinação:	-5892,62		Inclinação:	-74810,36		Inclinação:	-20576,10		
	Ea (J mol ⁻¹):	48993,96		Ea (J mol ⁻¹):	622007,92		Ea (J mol ⁻¹):	171079,21		
	Ea (kJ mol⁻¹):	48,99		Ea (kJ mol⁻¹):	622,01		Ea (kJ mol⁻¹):	171,08		

APÊNDICE C: Resultado da análise estatística no RStudio das comparações entre os resultados de PCI calculados e o PCI obtido experimentalmente pela bomba calorimétrica.



LHV1: PCI Dulong Lowry; LHV2: PCI Dulong Brandt; LHV3: PCI Dulong Hosokai; LHV4: PCI Boie; LHV5: PCI Channiwala; LHV6: PCI Steuer; LHV: PCI Bomba Calorimétrica.

Tukey multiple comparisons of means
 95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = values ~ ind, data = dat)

\$ind	diff	lwr	upr	p adj
LHV2-LHV1	3.552714e-15	-1.49298148	1.4929815	1.0000000
LHV3-LHV1	-3.391667e-01	-1.83214815	1.1538148	0.9929259
LHV4-LHV1	1.379167e+00	-0.11381482	2.8721482	0.0893140
LHV5-LHV1	4.908333e-01	-1.00214815	1.9838148	0.9535487
LHV6-LHV1	1.505000e+00	0.01201852	2.9979815	0.0468897
LHV-LHV1	8.841667e-01	-0.60881482	2.3771482	0.5567683
LHV3-LHV2	-3.391667e-01	-1.83214815	1.1538148	0.9929259
LHV4-LHV2	1.379167e+00	-0.11381482	2.8721482	0.0893140
LHV5-LHV2	4.908333e-01	-1.00214815	1.9838148	0.9535487
LHV6-LHV2	1.505000e+00	0.01201852	2.9979815	0.0468897
LHV-LHV2	8.841667e-01	-0.60881482	2.3771482	0.5567683
LHV4-LHV3	1.718333e+00	0.22535185	3.2113148	0.0137624
LHV5-LHV3	8.300000e-01	-0.66298148	2.3229815	0.6291430
LHV6-LHV3	1.844167e+00	0.35118518	3.3371482	0.0062325
LHV-LHV3	1.223333e+00	-0.26964815	2.7163148	0.1808412
LHV5-LHV4	-8.883333e-01	-2.38131482	0.6046482	0.5511858
LHV6-LHV4	1.258333e-01	-1.36714815	1.6188148	0.9999757
LHV-LHV4	-4.950000e-01	-1.98798148	0.9979815	0.9516517
LHV6-LHV5	1.014167e+00	-0.47881482	2.5071482	0.3886471
LHV-LHV5	3.933333e-01	-1.09964815	1.8863148	0.9845453
LHV-LHV6	-6.208333e-01	-2.11381482	0.8721482	0.8681472

LHV1: PCI Dulong Lowry; LHV2: PCI Dulong Brandt; LHV3: PCI Dulong Hosokai; LHV4: PCI Boie; LHV5: PCI Channiwala; LHV6: PCI Steuer; LHV: PCI Bomba Calorimétrica.