



MAURÍCIO SANTOS DA SILVA

**EXPLORAÇÃO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E PODAS
URBANAS COMO COMBUSTÍVEL ALTERNATIVO EM
PROCESSOS TÉRMICOS PARA GERAÇÃO SUSTENTÁVEL
DE ENERGIA**

MAURÍCIO SANTOS DA SILVA

**EXPLORAÇÃO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E PODAS
URBANAS COMO COMBUSTÍVEL ALTERNATIVO EM
PROCESSOS TÉRMICOS PARA GERAÇÃO SUSTENTÁVEL
DE ENERGIA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Colegiado de Curso da Engenharia Química
do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da
Universidade Federal do Maranhão, como parte
dos requisitos para obtenção do diploma de
Graduação em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Glauber Cruz

São Luís
2025

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

da Silva, Maurício Santos.

EXPLORAÇÃO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES E PODAS URBANAS
COMO COMBUSTÍVEL ALTERNATIVO EM PROCESSOS TÉRMICOS PARA
GERAÇÃO SUSTENTÁVEL DE ENERGIA / Maurício Santos da Silva.

- 2025.

100 f.

Orientador(a): Glauber Cruz.

Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do
Maranhão, São Luís, 2025.

1. Desenvolvimento Sustentável. 2. Economia Circular.
3. Transição Energética. 4. Gestão de Resíduos. I.
Cruz, Glauber. II. Título.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. GLAUBER CRUZ
Orientador – CCEM/CCET/UFMA

Prof. Me. ARTHUR VINICIUS SOUSA SILVA
FEM/UNICAMP

Prof. Dr. JAIVER EFREN JAIMES FIGUEROA
DEEQ/UFMA

25 de fevereiro de 2025

DADOS CURRICULARES**Maurício Santos da Silva**

NASCIMENTO	17/08/1999 – SÃO LUIS / MA
FILIAÇÃO	Astrogilmar Marinho da Silva Maria do Rosário Santos da Silva
2018/2024	Curso de Graduação Engenharia Química - Universidade Federal do Maranhão

DA SILVA, Maurício Santos. **Exploração dos resíduos alimentares e podas urbanas como combustível alternativo em processos térmicos para geração sustentável de energia**. 2025. 100 f. Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Química do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2025.

RESUMO

O consumo excessivo de recursos naturais agrava o desperdício de alimentos, um problema socioambiental no Brasil. Além disso, a poda, embora seja essencial para as cidades, gera grandes volumes de resíduos orgânicos, demandando estratégias eficientes de aproveitamento. Nesse contexto, este estudo avaliou os resíduos alimentares (RA), coletados em um centro de abastecimento em São Luís – MA, as podas urbanas (PU), coletadas em uma praça pública na capital maranhense, e as proporções destes (75%PU:25%RA, 50%PU:50%RA e 25%PU:75%RA), em termos do potencial bioenergético. Propondo, assim, uma investigação inédita quanto à valorização sinérgica entre resíduos. A metodologia envolveu o pré-tratamento das biomassas, análises físico-químicas, morfológicas e térmicas. A análise imediata identificou, para todas as amostras (puras e misturas), valores médios das composições: teores de umidade ($\approx 4,0\%$), materiais voláteis ($> 80,0\%$), carbono fixo ($> 8,0\%$) e cinzas ($\approx 7,9\%$). A análise elementar encontrou, para todas as amostras, percentuais de carbono e oxigênio superiores a $40,0\%$, hidrogênio $\approx 6,0\%$, e nitrogênio entre $\approx 7,0$ e $\approx 9,0\%$. Determinou-se que os valores de Poderes Caloríficos Superior (PCS), Inferior (PCI) e Útil (PCU) foram mais elevados para as amostras ricas em PU. A densidade energética indicou boas condições de armazenamento e transporte para as amostras com maiores quantidades de RA. As imagens de MEV (Microscopia Eletrônica de Varredura) e os valores de Índice de Cristalinidade (%IC) detectaram estruturas com altos níveis de irregularidades e elevada amorficidade para todas as biomassas. A Espectroscopia de Energia Dispersiva (EED) exibiu baixas quantidades de metais alcalinos e alcalinos-terrosos. Do FTIR (Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier), comprovou-se a presença dos principais constituintes da biomassa lignocelulósica. A análise térmica estipulou o melhor perfil de combustão para a amostra de 75%PU:25%RA (com maiores percentuais de voláteis e carbono fixo e menor quantidade de massa residual pós-combustão em comparação às outras amostras), enquanto a pirólise foi destaque em 100%RA (maior produção de *biochar*) e 50%PU:50%RA (maior produção de *syngas*). Ao transformar resíduos urbanos em energia, este estudo impulsiona para um futuro sustentável, onde cidades

convertem passivos ambientais em ativos energéticos limpos, alinhando gestão de resíduos, inovação tecnológica e transição energética justa às urgentes agendas ambientais globais.

Palavras-chave: Desenvolvimento Sustentável. Economia Circular. Transição Energética. Gestão de Resíduos.

DA SILVA, M. S. **Exploration of food waste and urban pruning as an alternative fuel in thermal processes for sustainable energy generation.** 2025. 100 p. Graduate Work (Graduate in Chemical Engineering) – Course of Engineering from Center of Exact Sciences and Technology at Federal University of Maranhão, São Luís, 2025.

ABSTRACT

Excessive consumption of natural resources exacerbates food waste, a socio-environmental problem in Brazil. In addition, although pruning is essential for cities, it generates large volumes of organic waste, requiring efficient utilization strategies. In this context, this study evaluated food waste (FW) collected at a supply center in São Luís - MA, urban pruning (UPR) collected in a public square in the capital of Maranhão, and their proportions (75%UP:25%FW, 50%UP:50%FW and 25%UP:75%FW) in terms of bioenergy potential. It thus proposes an unprecedented investigation into the synergistic valorization of waste. The methodology involved pre-treatment of the biomass, physical-chemical, morphological and thermal analysis. The proximate analysis identified, for all the samples (pure and mixtures), average compositional values: moisture content ($\approx 4.0\%$), volatile materials ($> 80.00\%$), fixed carbon ($> 8.00\%$) and ash ($\approx 7.90\%$). Ultimate analysis found percentages of carbon and oxygen above 40.00% for all the samples, hydrogen $\approx 6.00\%$ and nitrogen between ≈ 7.00 and $\approx 9.00\%$. It was determined that the values of Higher Heating Value (HHV), Lower Heating Value (LHV) and Useful Heating Value (UHV) were higher for the UP-rich samples. The biomasses with the highest percentages of UP presented the highest HHV, LHV, and UHV. The energy density indicated good storage and transportation conditions for the samples with the highest amounts of FW. SEM (Scanning Electron Microscopy) images and Crystallinity Index (%IC) values detected structures with high levels of irregularities and high amorphicity for all biomasses. Energy Dispersive Spectroscopy (EDS) showed low amounts of alkali and alkaline earth metals. FTIR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy) showed the presence of the main constituents of lignocellulosic biomass. Thermal analysis stipulated the best combustion profile for the 75%UP:25%FW sample (with higher percentages of volatiles and fixed carbon and less post-combustion residual mass compared to the other samples), while pyrolysis stood out in 100%RA (higher biochar production) and 50%UP:50%FW (higher syngas production). By transforming urban waste into energy, this study pushes towards a sustainable future where cities convert environmental liabilities into clean energy assets, aligning waste management, technological innovation and just energy transition with pressing global environmental agendas.

Keywords: Sustainable Development. Circular Economy. Energy Transition. Waste Management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Proporção de energias renováveis utilizadas na produção de eletricidade nos 10 principais países.....	5
Figura 2 - Oferta interna no mercado brasileiro de energia elétrica por fonte gerada.....	5
Figura 3 - Matriz Energética Brasileira	6
Figura 4 - Principais fontes de origem das biomassas	8
Figura 5 - Interação dos principais constituintes das biomassas: celulose, hemicelulose e lignina	9
Figura 6 - Estrutura molecular da celulose	10
Figura 7 - Estrutura molecular da hemicelulose	11
Figura 8 - Estrutura molecular da lignina com destaque para alguns derivados dos álcoois p-cumarílico, sinapílico e coniferílico	12
Figura 9 - Resíduos descartados em um lixão localizado na cidade de Pinheiro (MA).....	13
Figura 10 – Principais diferenças entre as Economias Linear e Circular	15
Figura 11 – Principais etapas e diferenças entre as Economias Linear e Circular	16
Figura 12 - Fluxograma de representação das principais rotas de conversão de biomassas	17
Figura 13 - Fluxograma da metodologia empregada para as amostras de podas urbanas, resíduos de alimentos e as respectivas blendas	22
Figura 14 - Fluxograma das etapas de coleta e preparação das amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e as misturas destas	23
Figura 15 – Vista panorâmica de uma feira livre localizada no bairro da Cohab Anil I, onde foram coletadas as amostras de resíduos alimentícios.....	24
Figura 16 - Praça pública no bairro da Cohab Anil I, onde foram coletadas as amostras de podas urbanas	24
Figura 17 – Amostras coletadas <i>in natura</i> de: a) resíduos alimentares (100%RA) e b) podas urbanas (100%PU).....	25
Figura 18 - Amostras pós-secagem inicial de: a) resíduos alimentares (100%RA) e b) podas urbanas (100%PU).....	25
Figura 19 - Amostras trituradas e peneiradas de: a) resíduos alimentares (100%RA) e b) podas urbanas (100%PU).....	25
Figura 20 - Representação generalizada das regiões cristalinas e amorfas identificadas pela difração de raios-X	34

Figura 21 - Curvas: a) TG, b) DTG e c) DSC para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e blends em atmosfera de ar sintético (oxidante - 80%N ₂ :20%O ₂)	43
Figura 22 - Curvas: a) TG, b) DTG e c) DSC para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e <i>blends</i> em atmosfera de argônio 5.0 (inerte)	47
Figura 23 - Emissões dos poluentes atmosféricos: a) CO ₂ [%] e b) NO [ppm] para as biomassas puras e <i>blends</i>	54
Figura 24 - Difrátogramas de Raios-X para as biomassas de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas <i>blends</i>	54
Figura 25 - Micrográficos de MEV para as amostras de: (a) 100%PU, (b) 75%PU:25%RA, (c) 50%PU:50%RA, (d) 25%PU:75%RA e (e) 100%RA. Todas as imagens apresentadas estão com uma magnitude de 200x.....	57
Figura 26 - Principais óxidos formados nas podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas <i>blends</i>	60
Figura 27 - Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas <i>blends</i>	62
Figura 28 - Resumo apresentado no VII Fórum de Meio Ambiente da Universidade Ceuma.	84
Figura 29 - Trabalho apresentado no COBEM 2023.....	84
Figura 30 - Trabalho apresentado no CONEM 2024	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análises imediata, elementar e calorimétrica para podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas blends em diferentes proporções das duas biomassas.....	37
Tabela 2 - Resumo das principais características termoanalíticas para as podas urbanas, resíduos alimentares e <i>blends</i> em atmosfera oxidante de ar sintético	44
Tabela 3 - Resumo das principais características termoanalíticas para as podas urbanas, resíduos alimentares e <i>blends</i> em atmosfera inerte de argônio 5.0	48
Tabela 4 - Densidades aparente e energética para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas <i>blends</i>	50
Tabela 5 - Equivalência em volume de combustível fóssil para as biomassas de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas <i>blends</i>	51
Tabela 6 - Dados referentes à equivalência em volume de combustível fóssil para diversas biomassas consolidadas na literatura	52
Tabela 7 - Fórmula mínima molecular e massa de ar para as amostras puras de podas urbanas, resíduos alimentares e <i>blends</i>	52
Tabela 8 – Índice de Cristalinidade (%IC), Ângulo de Difração (2 θ) e Espaçamentos Interplanares (d) dos picos cristalinos e região amorfa identificados para as biomassas de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas <i>blends</i>	55
Tabela 9 - Composições das biomassas (resíduos alimentares, podas urbanas e as respectivas <i>blends</i>) obtidas por meio da Espectroscopia de Energia Dispersiva (EED).....	58
Tabela 10 - Principais grupos funcionais encontrados nas amostras puras de podas urbanas e resíduos alimentares, e <i>blends</i>	63

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Alguns dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável atendidos pelo presente estudo.....	20
--	----

SUMÁRIO

DADOS CURRICULARES	III
RESUMO.....	IV
ABSTRACT	VI
LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE QUADROS.....	XI
SUMÁRIO	XII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 DEMANDA ENERGÉTICA.....	4
3.2 BIOMASSA E USO NA PRODUÇÃO DE ENERGIA	7
3.2.1 Celulose.....	9
3.2.2 Hemicelulose	10
3.2.3 Lignina.....	11
3.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	13
3.4 ECONOMIA CIRCULAR DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	14
3.5 PROCESSOS DE CONVERSÃO TERMOQUÍMICA	16
3.5.1 Combustão.....	17
3.5.2 Pirólise	18
3.5.3 Gaseificação.....	19
3.6 OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (ODS).....	20
4 METODOLOGIA.....	22
4.1 COLETA E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	23
4.2 ANÁLISE IMEDIATA (AI)	26
4.3 ANÁLISE ELEMENTAR (AE)	27
4.4 ANÁLISE CALORIMÉTRICA (PCS/PCI/PCU)	28
4.5 FÓRMULA MÍNIMA MOLECULAR, MASSA DE AR REQUERIDA PELA COMBUSTÃO E ESPECIFICAÇÃO DOS GASES EMITIDOS NA COMBUSTÃO	32
4.6 DENSIDADES APARENTE (DA) E ENERGÉTICA (DE)	31

4.7 DIFRAÇÃO DE RAIOS-X (DRX)	33
4.8 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA E ESPECTROSCOPIA DE ENERGIA DISPERSIVA (MEV-EED)	34
4.9 ESPECTROSCOPIA DE INFRAVERMELHO POR TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)	35
4.10 ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA (curvas TG, DTG e DSC)	30
4.11 ANÁLISE ESTATÍSTICA	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1 ANÁLISE IMEDIATA (AI)	37
5.2 ANÁLISE ELEMENTAR (AE)	40
5.3 ANÁLISE CALORIMÉTRICA	41
5.4 ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA (curvas TG/DTG/DSC)	43
5.5 DENSIDADES APARENTE E ENERGÉTICA	50
5.6 FÓRMULA MÍNIMA MOLECULAR, MASSA DE AR REQUERIDA PELA COMBUSTÃO E ESPECIFICAÇÃO DOS GASES EMITIDOS NA COMBUSTÃO	52
5.7 DIFRAÇÃO DE RAIOS-X (DRX)	54
5.8 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (imagens MEV)	56
5.9 ESPECTROSCOPIA DE ENERGIA DISPERSIVA (EED)	58
5.10 ESPECTROSCOPIA DE INFRAVERMELHO POR TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)	61
6 CONCLUSÕES	64
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	65
REFERÊNCIAS	66
APÊNDICE A – TRABALHOS/EVENTOS PRODUZIDOS DURANTE A EXECUÇÃO DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO (TCC)	84

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU, 2022), a população mundial ultrapassou 8 bilhões de habitantes, com previsão de atingir 9 bilhões em 2037. Esse crescimento populacional acarreta uma densificação global que, por sua vez, aumenta a demanda por água e alimentos para garantir a sobrevivência da humanidade (Saath e Fachinello, 2018). Com isso, alguns efeitos graves da exploração da natureza podem ocorrer, como a redução dos recursos não renováveis, perda da biodiversidade, mudanças climáticas e aumento do descarte de resíduos (Santos *et al.*, 2020).

Mais de 1 bilhão de refeições foram desperdiçadas por dia em 2022 no mundo todo, segundo dados da Organização das Nações Unidas. O total representa 132 kg per capita e quase um quinto de todos os alimentos disponíveis para os consumidores ao redor do globo. Deste valor, 60% advém da parcela doméstica, 28% dos serviços de alimentação e 12% do varejo (ONU, 2024b). O Brasil é o sétimo país mais populoso do planeta (≈ 216 milhões de habitantes), sendo um dos dez países que mais desperdiçam alimentos (Borges *et al.*, 2019). Anualmente, cerca de 46 milhões de toneladas de comida são descartadas, implicando em 30% de toda a produção nacional (ONU, 2024b).

Esses resíduos descartados de forma incorreta geram lixiviados, substância responsável pela contaminação de águas superficiais, subterrâneas e do solo (Nogueira e Dantas, 2023). Embora a incineração e o uso de aterros sanitários sejam práticas comuns, tais métodos são cada vez mais criticados e precarizados em termos dos objetivos do desenvolvimento sustentável (Qin *et al.*, 2021).

Outro ponto a ser destacado dentro da temática de resíduos, é a geração de folhas e galhos da poda urbana. A arborização é importante para a qualidade de vida das populações, gerando melhorias no microclima (condições de umidade, temperatura e ventos em uma área pequena), diminuição da poluição do ar, sonora e visual, e abrigo para a fauna que vive nas cidades (Sousa *et al.*, 2018). As árvores, presentes no ambiente urbano, convivem com estruturas como postes, redes de energia elétrica e construções, por isso, precisam passar por processos de podas constantes para que se adequem ao escasso espaço físico, que é fornecido a estas. Dessa forma, em grande parte das cidades brasileiras, as árvores passam por processos de podas de forma excessivamente frequente para evitar que interfiram em alguma dessas estruturas. Em cidades como São Paulo, o volume anual chega a 50 mil toneladas de galhos e troncos (IPT, 2024). Segundo dados levantados em 2019 pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (Brasil, 2020), ainda é um grande desafio para os municípios brasileiros se

adequarem a esta prática, já que existem somente 44 unidades de manejo de material advindos da poda e 73 usinas de compostagem em todo o território nacional. Essas unidades recebem cerca de 142.625,1 toneladas e 304.637,3 toneladas, respectivamente, de resíduos orgânicos. Enquanto isso, 57.010.162,1 toneladas são destinadas a aterros sanitários, aterros controlados e lixões (IPT, 2024).

A geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil aumentou de 67 para 79 milhões de toneladas entre os anos de 2010 e 2019 (Duarte *et al.*, 2022). Desses resíduos, cerca de 45% são compostos por fração orgânica, correspondendo a aproximadamente 36 milhões de toneladas de podas urbanas e restos de alimentos (Duarte *et al.*, 2022).

Portanto, a biomassa, sendo uma das principais fontes renováveis, caracteriza-se pela geração de energia a partir do aproveitamento de resíduos orgânicos de numerosos tipos, encontrando aplicações em diversas áreas, como na produção de biodiesel ou biometano (Oliveira e Menezes, 2023). Conectado a isso, o descarte inadequado de alimentos e os resíduos da arborização urbana impactam de forma significativa no meio ambiente. Portanto, o aproveitamento destas biomassas como bioenergia, além de gerar energia limpa, apresenta benefícios paisagísticos, científicos, ecológicos e sanitários (Oliveira e Menezes, 2023).

Em razão disso, este trabalho tem como objetivo promover o reaproveitamento de forma sustentável e ambientalmente amigável das misturas de resíduos alimentícios e de podas urbanas, como um potencial biocombustível sólido pulverizado, quando estes são empregados em processos de termoconversão, ou seja, combustão, pirólise e/ou gaseificação. O estudo foi realizado na cidade de São Luís (MA) que, bem como muitas cidades brasileiras, apresenta um elevado descarte de resíduos sólidos urbanos advindos de domicílios, limpeza urbana, estabelecimentos comerciais e empresas em geral. A avaliação da mistura entre esses dois tipos de biomassas apresenta um caráter altamente inovador e promissor, dado que existem poucas literaturas abordando estes materiais separadamente (amostras puras), mas nenhuma apresenta estas combinadas entre si, bem como em diferentes proporções.

Portanto, a introdução de uma possível solução para erradicação de um importante problema ambiental (a partir da produção de energia limpa) pode ser fundamental para colocar o Estado do Maranhão em uma posição satisfatória e privilegiada em relação à utilização de fontes renováveis no contexto nacional e internacional.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial bioenergético de blendas de resíduos sólidos urbanos (podas urbanas e resíduos alimentares) do município de São Luís (MA), objetivando a aplicação destes em sistemas de conversão termoquímica (combustão e/ou pirólise).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar as propriedades físico-químicas, por meio das análises imediata (umidade, materiais voláteis, carbono fixo e cinzas), elementar (teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e enxofre), e calorimétrica (poderes caloríficos superior, inferior e útil, e densidade energética) das blendas de resíduos sólidos e biomassas puras;
- Avaliar as propriedades morfológicas e estruturais das blendas de biomassas por meio de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia de Energia Dispersiva (EED), Difração de raios-X (DRX) e Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR);
- Expor os parâmetros fundamentais da combustão e pirólise (comportamento térmico) destes processos para as biomassas puras e *blends*, utilizando os perfis obtidos nas análises Termogravimétrica e Derivada da Termogravimetria (TG/DTG), e Calorimetria Diferencial Exploratória (DSC).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DEMANDA ENERGÉTICA

O progresso da economia mundial e os problemas ambientais impulsionados pela utilização exacerbada de combustíveis fósseis vem estimulando cada vez mais a procura por fontes energéticas alternativas, com caráter sustentável e que sejam ecologicamente corretas (Guedes *et al.*, 2021). Nesse contexto, as fontes de energia renováveis são aquelas beneficiadas por recursos naturais que podem ser regenerados, por exemplo, a energia solar, energia eólica, biocombustíveis, dentre outras. Portanto, espera-se que, com a redução no emprego das fontes não-renováveis, torne-se possível garantir o desenvolvimento econômico e social sem que haja transgressões ao meio ambiente e à saúde humana (Borges *et al.*, 2016).

Estudos recentes (Friedlingstein, 2023; IPCC, 2023; IEA, 2023) mostraram que a emissão de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera vem crescendo incisivamente quando comparada com a do século passado, tal apontamento é provocado pelo grande avanço tecnológico. Nesse sentido, com o crescimento mundial populacional ao longo das décadas, a demanda energética aumentou de maneira significativa (Jeffrey *et al.*, 2021). Devido a isso, a aplicação de tecnologias de queima de combustíveis fósseis avolumou-se consideravelmente, fomentando a emissão de gases do efeito estufa (GEEs), sendo esses gases formados majoritariamente por CO₂ e CH₄ (Tayra *et al.*, 2020).

Os GEEs são os maiores responsáveis por reter o calor na atmosfera terrestre, contribuindo para o aumento da temperatura da Terra (aquecimento global). Como consequência do aumento da temperatura global, irregularidades climáticas, aumento do nível do mar, ocasionado pelo derretimento de geleiras e calotas polares, e comprometimento das vidas humanas e animais se tornam problemas críticos e severos (Qin *et al.*, 2018).

O consumo global de energia elétrica por meio de combustíveis fósseis ultrapassou os 82,0%, segundo dados de 2022, sendo apenas 7,5% de fontes renováveis formadoras da energia primária consumida (British Petroleum, 2022). Em contrapartida, o Brasil apresentou 89,2% do consumo de energia elétrica no Brasil advinda de fontes renováveis, no mesmo ano. Em virtude disso, o território brasileiro é o segundo do mundo com maior contribuição de energias renováveis, perdendo somente para a Noruega (98,5%), como ilustrado na Figura 1 (Enerdata, 2023).

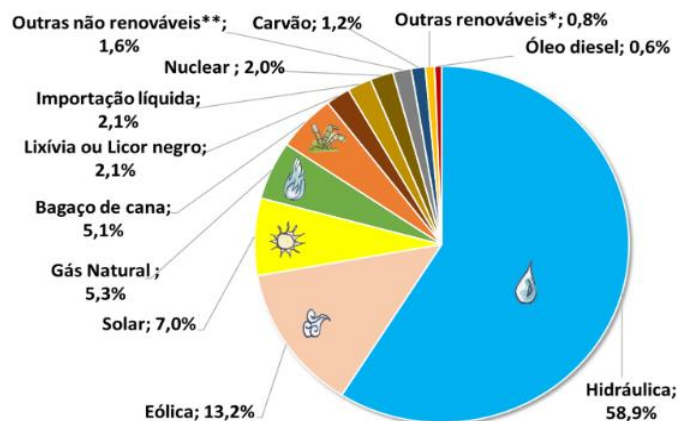
Figura 1 - Proporção de energias renováveis utilizadas na produção de eletricidade nos 10 principais países



Fonte: Enerdata (2023).

Nesse sentido, as hidrelétricas são responsáveis pela maior parte da geração de energia elétrica, cerca de 58,9%, de acordo com a Figura 2 (Empresa de Pesquisa Energética, 2024). Apesar de ser um ponto positivo para o Brasil, o domínio desse tipo de energia pode causar problemas quando houver escassez de chuvas, uma vez que tal condição pode causar uma queda significativa nos reservatórios, diminuindo a performance das hidrelétricas. Durante períodos longos de falta de chuva, as termelétricas são utilizadas para manter o abastecimento de energia, causando impactos negativos ao meio ambiente, haja vista que esta promove a queima de combustíveis fósseis. Dessa maneira, é fundamental que ocorra uma maior participação de outras fontes renováveis (Lopes *et al.*, 2019).

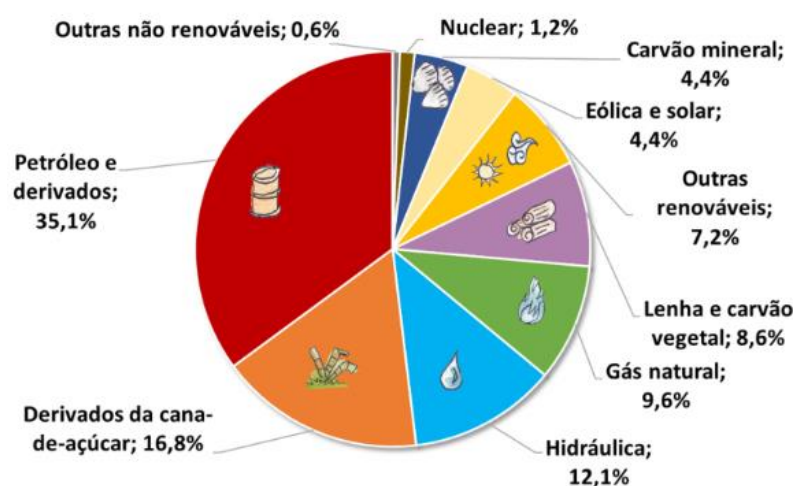
Figura 2 - Oferta interna no mercado brasileiro de energia elétrica por fonte gerada



Fonte: Empresa de Pesquisa Energética (2024).

Ao observar a matriz energética brasileira de maneira mais ampla (Figura 3), que considera todas as formas de energia, além da elétrica, verifica-se que as fontes não renováveis ainda predominam, correspondendo a 50,9% do total. Dentro desse percentual, 49,1% provêm de fontes fósseis, como petróleo, gás natural e carvão mineral. Esse cenário reforça a necessidade de maior investimento e incentivo no uso de fontes renováveis, não apenas para reduzir os impactos ambientais, mas também para aumentar a resiliência energética do país frente a mudanças climáticas e oscilações no abastecimento. A biomassa é uma das alternativas para diversificação das energias renováveis, sendo esta atribuída como qualquer matéria orgânica, de origem animal ou vegetal (Silva *et al.*, 2021b). O potencial energético de cada uma depende das diferentes matérias-primas (florestal, agrícola, rejeitos urbanos e industriais) e da tecnologia utilizada para o processamento destas (Silva *et al.*, 2021b).

Figura 3 - Matriz Energética Brasileira



Fonte: Empresa de Pesquisa Energética (2024).

O Brasil tem vantagens em comparação a outros países quanto a aplicação de biomassas, haja vista que este apresenta condições climáticas favoráveis, viabilidade de água e capacidade de expansão de áreas de plantios energéticos sem entrar em competição com o cultivo de alimentos (Marafon *et al.*, 2016). Desse modo, o aperfeiçoamento de rotas de conversão de biomassa em energia (como combustão direta, gasificação e/ou pirólise) e o estudo de novas fontes de biomassas pode potencializar a produção de bioenergia e reduzir custos para esses processos (Silva *et al.*, 2021b).

3.2 BIOMASSA E USO NA PRODUÇÃO DE ENERGIA

A principal vantagem da aplicação de biomassas para produção de bioenergia é a diversidade de fontes onde estas podem ser encontradas. A energia contida nestas provém dos processos de fotossíntese e quimiossíntese acumulados ao longo das cadeias ecológicas (Borges *et al.*, 2016). Uma das primeiras e principais fontes orgânicas usufruídas pela sociedade para produção de energia foi a lenha. Entretanto, tal prática sempre esteve atrelada ao desmatamento (Gioda, 2019). No Brasil, somente no século XX passou-se a estudar o aproveitamento da biomassa moderna para produção de álcool (Programa Proálcool), e começaram as discussões acerca do reflorestamento para promover uma utilização mais sustentável da lenha como fonte de energia (Borges *et al.*, 2016).

Com as crises do petróleo ocasionadas por ameaças de embargo dos países árabes aos Estados Unidos, em 1973, a valorização da biomassa passou a ser um debate mais recorrente (Tavares e Tavares, 2015). Entretanto, somente na década de 90, devido à inquietação em relação ao esgotamento das fontes de combustíveis fósseis, difusão de temáticas ambientais na sociedade, e a assinatura do Protocolo de Kyoto, que tecnologias mais avançadas de transformação foram ganhando mais destaque (Borges *et al.*, 2016).

Por ser caracterizada como uma fonte energética limpa e renovável, a biomassa tem sido considerada uma ótima alternativa aos combustíveis fósseis, ainda que parcialmente. Em território nacional, atualmente, há um total de 637 usinas de biomassa de produção de energia em termelétricas, totalizando 16,84 GW de potência instalada, correspondendo a 36,45% do total de potência instalada para todos os combustíveis (ANEEL, 2024). A maior parte destina-se ao bagaço de cana-de-açúcar (423 usinas), correspondendo a 24,20% de toda a potência total instalada. Enquanto isso, a geração de energia por meio de resíduos sólidos urbanos (RSU's) é representada por somente 37 usinas (2,12%). Em termos de potência gerada, o bagaço de cana produz, dessa maneira, 527 vezes mais do que os RSU's (ANEEL, 2024).

As biomassas são comumente classificadas como lenhosa, herbáceas, aquáticas e oriundas de resíduos animais e humanos, como ilustrado na Figura 4 (Kalak, 2023).

Figura 4 - Principais fontes de origem das biomassas



Fonte: Adaptado de Kalak (2023).

As biomassas lenhosas são em grande parte provenientes dos resíduos da indústria madeireira e moveleira, restos de árvores e raízes, cascas e folhas de arbustos lenhosos, além de algumas madeiras sem valor comercial. Materiais de pós-consumo também estão incluídos, como móveis descartados. Além disso, resíduos municipais e agrícolas se somam a essa rica fonte de energia (Tursi, 2019).

As herbáceas, por sua vez, são advindas de resíduos agrícolas ou de plantios de culturas energéticas. Estas se distinguem das lenhosas pela ausência de troncos de madeira e pelo fato de morrerem com o fim da temporada de crescimento. Os resíduos agrícolas são subprodutos das produções de comida, têxteis, e outras indústrias. Pode-se citar grãos ou sementes de colheitas da indústria agroalimentícia. Estes são coletados e destinados a diferentes usos, como alimentação para animais. Entretanto, a incorporação desses resíduos ainda carece de estudos na área de bioenergia. Por outro lado, a utilização de culturas energéticas é empregada somente no campo da bioenergia (Kalak, 2023). Dentro dessas duas classificações encontram-se: flores e gramíneas, palhas, cascas, frutos, legumes, bagaço, miolo, talos, espigas, dentre outros (Kalak, 2023).

A biomassa aquática inclui macroalgas, microalgas e plantas emergentes (com crescimento de parte da estrutura acima da superfície da água, por exemplo, os aguapés). As macroalgas são organismos multicelulares que podem alcançar até 10 metros de comprimento, sendo principalmente utilizadas na produção de alimentos e na extração de hidrocoloides (Tursi, 2019). As microalgas são organismos microscópicos, como as diatomáceas (agrupamento de algas unicelulares), algas verdes e douradas, sendo a fonte mais abundante de biomassa na Terra

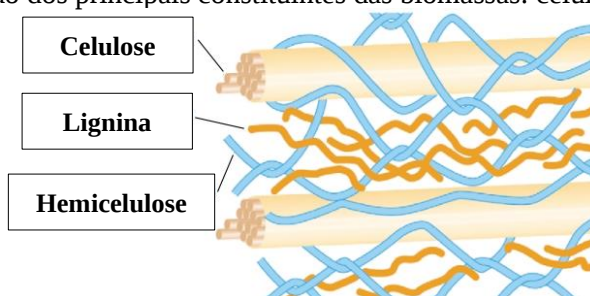
(Jacinto *et al.*, 2023). Estas podem ser aplicadas para geração de amido, óleos ou carboidratos. As plantas emergentes são encontradas em regiões pantanosas e brejos, as quais expõem ótimas condições para produção de biodiesel, devido à grande quantidade destas que podem ser utilizadas por hectare quando comparadas com as plantas de colheita em terra. Apesar disso, a comercialização de biocombustíveis advindos de biomassa aquática apresenta como desafio a necessidade de pesquisa tecnológica para o aproveitamento satisfatório (Kalak, 2023).

As fontes de resíduos humanos e animais contemplam esterco animal, fezes humanas e diferentes carnes e ossos (Bittencourt *et al.*, 2022). Esses resíduos são agentes de poluição, de odores desagradáveis e prejudiciais à saúde. Uma técnica útil para aproveitamento energético é a aplicação da digestão anaeróbica, que produz biogás para uso doméstico e/ou industrial e para geração de eletricidade em usinas elétricas ou motores de combustão interna (Horan, 2018).

Os dois tipos de fontes que ganham destaque neste trabalho são as biomassas lenhosas e herbáceas, já que as trabalhadas (podas urbanas e resíduos alimentares) advêm destas duas. Ambas são classificadas como lignocelulósicas, contendo majoritariamente lignina, celulose e hemicelulose, e pequenas quantidades de outros componentes, como açúcares, amido, ácidos, gorduras, óleos, umidade e substâncias inorgânicas (Wang *et al.*, 2024). A quantidade dos três principais componentes é variada, dependendo da espécie, tipo e fonte da biomassa (Phanthong *et al.*, 2018).

A Figura 5 exibe as estruturas da celulose, hemicelulose e lignina. Os subtópicos seguintes descrevem de uma maneira detalhada cada um destes componentes.

Figura 5 - Interação dos principais constituintes das biomassas: celulose, hemicelulose e lignina



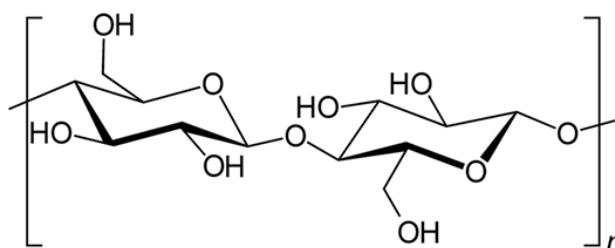
Fonte: Adaptada de Silva *et al.* (2015).

3.2.1 Celulose

A celulose é um polímero linear, caracterizado como um carboidrato complexo contendo um alto peso molecular e uma grande quantidade de unidades D-glicose, ligadas por ligações glicosídicas. A fórmula molecular é $(C_2H_{12}O_6)_n$, cujo n indica o grau de polimerização

(Tursi, 2019). A celulose é o composto orgânico mais abundante na natureza, possuindo função estrutural nas paredes celulares das plantas (Bonechi *et al.*, 2017). Representa cerca de 35,0-50,0% em massa da biomassa lignocelulósica (Phanthong *et al.*, 2018). A Figura 6 mostra a estrutura deste polímero.

Figura 6 - Estrutura molecular da celulose



Fonte: Tursi (2019).

A reatividade e a morfologia das cadeias de celulose são influenciadas pelas ligações de hidrogênio entre os grupos hidroxilas e o oxigênio perto do anel glicosídico. A formação dessas ligações faz com que a estrutura das moléculas seja mais estável e rígida. Devido à presença de tantas ligações intermoleculares, forma-se uma região cristalina, devido à grande proximidade dos diferentes monômeros (Grzybek *et al.*, 2024). Além desse tipo de região, existe outra, que é a amorfa (desordenada). Esta se caracteriza por distâncias maiores ao longo da cadeia devido à disposição irregular entre as moléculas, por esse motivo, expõe menor densidade que a cristalina (Rambo e Ferreira, 2015).

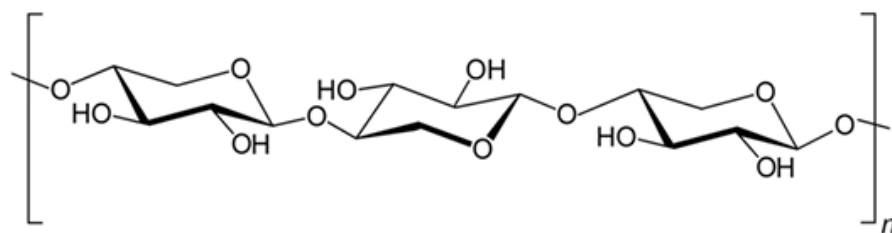
A região cristalina tem melhor estabilidade térmica que a amorfa, uma vez que expõe cadeias de celulose mais alinhadas e compactas. Ademais, as ligações de hidrogênio, mais frequentes na formação cristalina, estabilizam as moléculas e dificultam a expansão térmica por meio das cadeias de celulose. Durante um processo de termoconversão, como pirólise, a região amorfa degradará em primeiro lugar, já a fase cristalina precisará absorver uma quantidade substancial de calor para quebrar a rede de ligações de hidrogênio, de forma a decompor termicamente a estrutura (Wang *et al.*, 2017).

3.2.2 Hemicelulose

A hemicelulose é um dos principais componentes das paredes celulares, consistindo de polissacarídeos heterogêneos e ramificados. Corresponde a 20,0-35,0% da massa da biomassa lignocelulósica. São ligados fortemente com a superfície das microfibrilas celulósicas

(várias estruturas de celulose agregadas) por meio de ligações de hidrogênio e forças de Van der Waals (Bala *et al.*, 2016; Phathong *et al.*, 2018). Para mais, a incorporação da celulose, hemicelulose e lignina resulta na maior resistência da parede celular (Oliveira *et al.*, 2022). As várias unidades de açúcares quando decompostas liberam um conjunto de gases não condensáveis, *biochar*, e uma variedade de cetonas, aldeídos, ácidos e furanos (Carpenter *et al.*, 2014). A Figura 7 ilustra a estrutura da hemicelulose.

Figura 7 - Estrutura molecular da hemicelulose



Fonte: Tursi (2019).

Na natureza, a hemicelulose é amorfa e exibe propriedades adesivas, com uma alta tendência de se tornar dura quando desidratada. Enquanto, a celulose é composta por unidades de glicose, a hemicelulose é formada por açúcares com 4 ou 5 carbonos (xilose e arabinose) e seis átomos de carbono (glicose, galactose, manose e ramnose), com peso molecular superior a 30.000. Os diferentes grupos de moléculas formando a hemicelulose são denominados de xilanos, mananos, galactanos e arabinogalactanos (Tursi, 2019).

A hemicelulose pode ser hidrolisada por ácidos, álcali ou enzimas para produção de etanol, e de químicos a partir dos oligopolímeros ou monômeros, que podem ser utilizados nas indústrias de cosméticos e alimentos (Cruz *et al.*, 2018; Dresch *et al.*, 2025; Huang *et al.*, 2021).

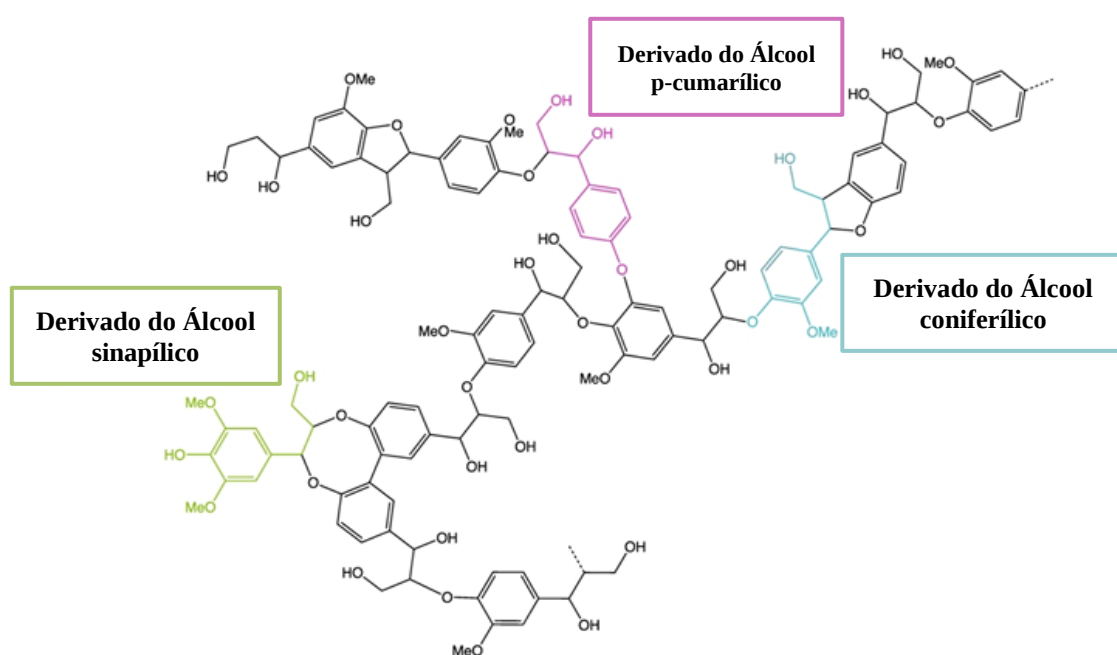
3.2.3 Lignina

A lignina também está presente na parede celular, com a função de unir, cimentar e manter as fibras juntas, de maneira a aumentar a compactação e a resistência estrutural. Também é reconhecida pelo efeito de revestimento, uma vez que cobre as fibras da celulose (Tursi, 2019). Este polímero representa cerca de 10,0 a 25,0% do peso da biomassa lignocelulósica (Phanthong *et al.*, 2018).

A lignina corresponde a um polímero complexo aromático, composto de unidades de fenilpropano ligadas entre si. As unidades monoméricas são ligadas de duas maneiras: ligações de oxigênio (entre dois grupos de propil ou fenil e entre fenil e propil) ou através de ligações

de carbono entre os dois grupos (Chen *et al.*, 2023). As macromoléculas são formadas por meio da polimerização oxidativa radicalar de três álcoois hidroxicinâmicos representando as seguintes estruturas básicas dos monômeros: *p-fenil* (tipo H), *guaiacil* (tipo G) e *siringil* (tipo S), derivados dos álcoois *p*-cumarílico, coniferílico e sinapílico, respectivamente. Esses compostos diferem entre si de acordo com o grau de metoxilação (quantidade de OMe, como mostrado na estrutura deste polímero na Figura 8), com zero, um e dois para cumarílico, coniferílico e sinapílico, nesta ordem (Chen *et al.*, 2023).

Figura 8 - Estrutura molecular da lignina com destaque para alguns derivados dos álcoois *p*-cumarílico, sinapílico e coniferílico



Fonte: Adaptada de Tursi (2019).

Na estrutura da lignina existem vários grupos polares e grupos hidroxilas, o que permite a formação de ligações de hidrogênio fortes, fazendo com que seja insolúvel em quase todos os solventes, com exceção de soluções alcalinas (Chen *et al.*, 2023).

Atualmente, o isolamento da lignina das biomassas lignocelulósicas e a despolimerização para produção de biocombustíveis e materiais químicos naturais são amplamente estudados (Zhou *et al.*, 2022). Além disso, materiais a base de carbono derivados da lignina podem ser aplicados para catálise, armazenamento de energia e remoção de poluentes (Liu *et al.*, 2015).

3.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Com o aumento veloz da população em grandes centros urbanos, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU's) se torna cada vez mais controversa. Os RSU's vêm das mais diversas fontes, como residências urbanas, atividades domésticas, limpeza de logradouros e vias públicas (Brasil, 2022). De acordo com uma avaliação realizada pela agência ambiental da Organização das Nações Unidas (ONU), denominada de Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), e pela Associação Internacional de Resíduos Sólidos (ISWA), a taxa de RSU's gerados anualmente alcançou um marco de aproximadamente 2,3 bilhões de toneladas, em que, 40% de todos esses resíduos não recebem uma destinação adequada. Segundo estimativas feitas no mesmo relatório, a quantidade de resíduos produzidos sofrerá uma elevação de 70,0% até 2050, passando para 3,8 bilhões de toneladas por ano (ONU, 2024a).

Em 2022, o Brasil produziu 77,1 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, mas a coleta foi deficitária, com 93,0% dos resíduos sendo recolhidos e 7,0% (cerca de 5,3 milhões de toneladas) não descartados adequadamente. Em desacordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), de 2010, que busca uma gestão adequada dos resíduos, aproximadamente 27,9 milhões de toneladas (31,9%) dos resíduos coletados foram destinados a mais de 3000 lixões presentes no país (como o mostrado na Figura 9), enquanto apenas 61,1% (47,1 milhões de toneladas) foram enviados para aterros sanitários. Essa disposição inadequada resulta na emissão de gases tóxicos, como metano e óxido nitroso, que são respectivamente, 25 e 298 vezes mais prejudiciais que o dióxido de carbono (ABREMA, 2022; Arruda e Trevizan, 2023).

Figura 9 - Resíduos descartados em um lixão localizado na cidade de Pinheiro (MA)



Fonte: Defensoria Pública do Maranhão (2023).

Nesse sentido, a geração desse tipo de resíduo conjuntamente com o descarte inadequado resulta em grandes volumes acumulados, causando tanto problemas ambientais quanto de saúde pública. Por consequência, contaminações nos solos, cursos de água, e lençóis freáticos, e doenças como dengue, leptospirose, esquistossomose, entre outras se tornam mais comuns e agravantes (Antenor e Szigethy, 2020).

Associada a problemática de descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos, tem-se a procura cada vez mais urgente de energia. De acordo com o relatório *Global Energy Perspective 2024*, desenvolvido pela McKinsey & Company (2024), a demanda por energia pode aumentar de 11% a 18% até 2050 em comparação aos níveis de 2023. Diante disso, com a termoconversão da biomassa, em usinas, possibilita-se uma redução de 98,0% do volume do resíduo e 70,0% da massa, eliminando tanto a fração orgânica quanto a inorgânica (Eschholz *et al.*, 2022).

Em vista disso, a transição energética voltada para as biomassas de resíduos urbanos também seria um ponto forte para a Lei 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), uma vez que esta visa reduzir o volume de resíduos em lixões (Brasil, 2010).

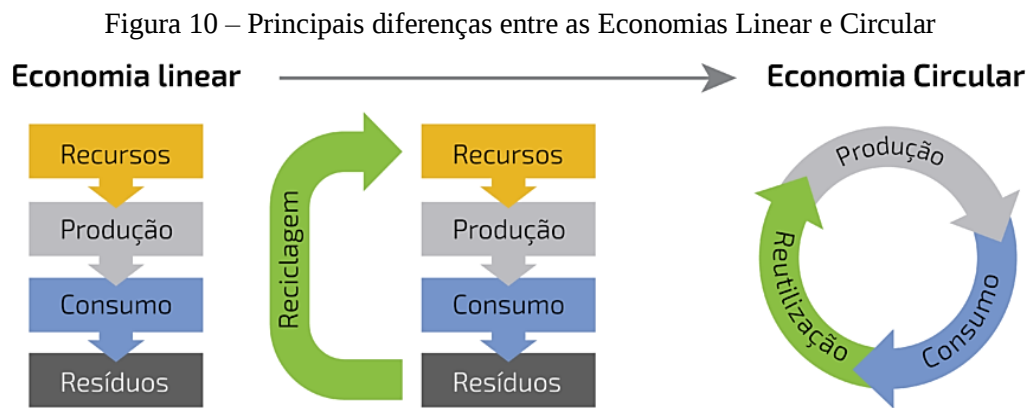
3.4 ECONOMIA CIRCULAR DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A economia mundial tem uma organização linear e aberta, baseada em extrair, transformar, produzir, distribuir e descartar bens e/ou serviços. A manutenção desse sistema depende do meio ambiente, sendo as saídas do processo externalizadas nas mais diversas formas de poluentes (Veiga, 2019). Dessa forma, na economia convencional, as questões ambientais geralmente sofrem negligência. Portanto, o grande problema da linearização dentro da cadeia produtiva se encontra na transferência total da responsabilidade dos resíduos gerados pelos bens de consumo para os consumidores, que na maior parte das vezes não têm conhecimento nem tecnologia necessários para o descarte adequado (Oliveira *et al.*, 2019).

Nesse sentido, o modelo linear (tradicional) objetiva a conversão de produtos extraídos de matérias-primas, de uma fonte finita, em que os resíduos gerados são descartados, normalmente, de maneira imprópria (Faria e Pires, 2020). Dentro do contexto de aumento populacional e, conseqüentemente, uma maior demanda por alimentos, energia e água, a Economia Circular surge como uma solução para mitigar essa problemática. O termo “Economia Circular” ganhou grande popularidade nos anos 90, com a implementação desse sistema pela Comissão Europeia, e pelos governos da China e Alemanha (Faria e Pires, 2020).

Em virtude disso, esta é definida como um modelo alternativo, que possibilita a coexistência entre economia e meio ambiente, dentro dos moldes do desenvolvimento sustentável. Dessa maneira, este modelo visa a consolidação de um sistema de valorização de produtos e materiais, escolha adequada das matérias-primas, *redesign* dos produtos e o reaproveitamento de resíduos dos diferentes processos (Borschiver e Tavares, 2022).

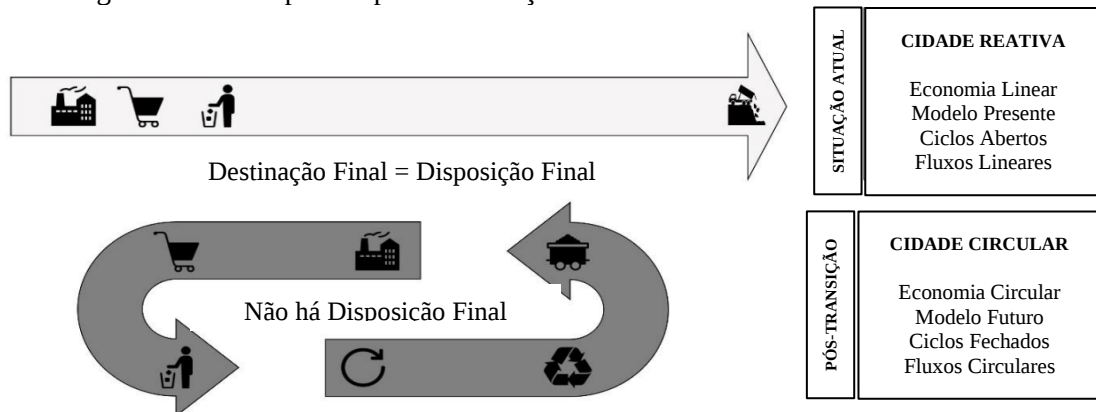
Em síntese, a economia circular foi proposta para reduzir, recuperar e reciclar materiais e energia, substituindo o conceito de fim-de-vida da economia linear. Os materiais são elaborados para circular de forma eficiente e serem reposicionados na produção, evitando os desperdícios ou resíduos (Leitão, 2015). A Figura 10 ilustra de uma melhor maneira esse conceito.



Fonte: Adaptada de Assunção (2019).

Dentro do contexto dos RSU's, o modelo atual (linear) está preocupado em levar os resíduos produzidos do ponto de coleta para a destinação final, que é a disposição final, que pode ser tanto irregular quanto regular (Veiga, 2022). No primeiro caso, ocorre a simples descarga dos resíduos diretamente no solo, sem qualquer medida de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, não havendo o tratamento dos efluentes resultantes da decomposição do lixo, como o chorume, que infiltra no solo e contamina o lençol freático (fonte essencial de água para a população). Agora em relação a disposição regular, os aterros sanitários, são caracterizados como passivo ambiental, com área contaminada pela presença dos dejetos. Em ambos os cenários, não há valorização dos resíduos. A Economia Circular, nesse caso, teria como papel adotar a lógica “berço ao berço”, em que os resíduos gerados voltam ao processo produtivo, não havendo mais desperdícios. O ciclo de vida do produto seria fechado e circular, como mostra a Figura 11 (Veiga, 2022).

Figura 11 – Principais etapas e diferenças entre as Economias Linear e Circular



Fonte: Adaptada de Veiga (2022).

Dentro da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), introduz-se o termo de logística reversa, que é parte integrante da Economia Circular, trazendo como característica fundamental a recolocação de insumos descartados dentro do processo produtivo (Souza *et al.*, 2020). Desse modo, a utilização de processos de conversão térmica para geração de energia dentro da cadeia produtiva, é uma excelente alternativa para reinserção da matéria orgânica rejeitada.

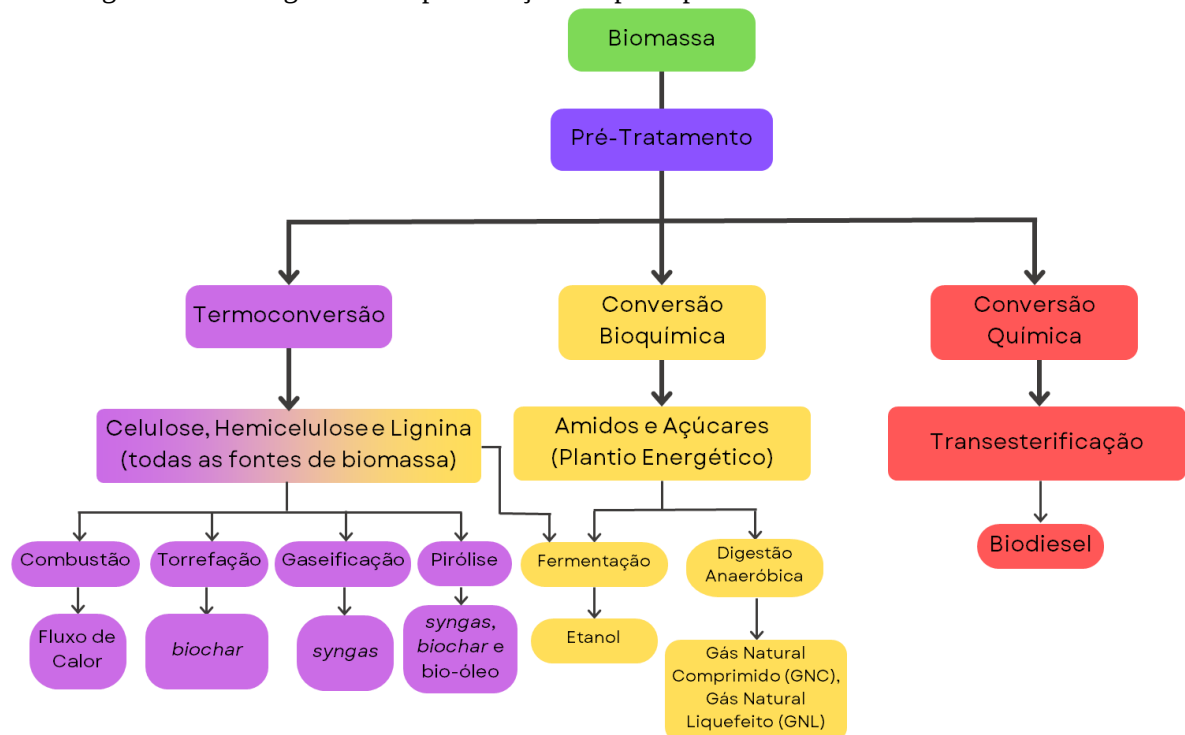
3.5 PROCESSOS DE CONVERSÃO TERMOQUÍMICA

Como discutido anteriormente, o emprego de biomassas para geração de energia é um recurso promissor para o gerenciamento do exorbitante montante de resíduos coletados diariamente em áreas urbanas e rurais. A tecnologia avança de modo a criar cada vez mais oportunidades de implementação de alternativas para produção de bioenergia. A bioenergia pode ser na forma de calor, eletricidade, biocombustíveis (gasosos, líquidos e sólidos).

Há uma variedade de rotas tecnológicas capazes de transformar a biomassa do RSU (restos de alimentos e podas urbanas) em bioenergia ou produtos derivados, incluindo processos termoquímicos e bioquímicos (Eschholz *et al.*, 2022). A conversão bioquímica está ligada ao uso de bactérias, enzimas ou outros organismos vivos para a quebra da biomassa em diferentes combustíveis, cita-se como processos deste tipo de transformação a digestão anaeróbica e fermentação (Ram e Mondal, 2022). A conversão química compreende o processo de transesterificação, o qual converte triglicerídeos, de diferentes fontes – óleos vegetais, gordura animal, sebo, resíduo de óleo de cozinha, óleos de semente – em ácido graxo e ésteres metílicos (biodiesel) na presença de álcool (metanol e etanol) (Bardhan *et al.*, 2022).

A conversão termoquímica é caracterizada pelo aquecimento de uma biomassa com o objetivo de ocorrer à combustão, desidratação ou estabilização desta (Cruz *et al.*, 2021). No que se refere aos processos térmicos, pode-se separá-los em relação: ao aproveitamento de energia (combustão ou combustão após gaseificação); reciclagem da matéria (gaseificação, torrefação, destilação seca, e pirólise); reciclagem química (produção de bicarbonatos, gases (CO , H_2 , CH_4 , dentre outros), produtos líquidos complexos (alcatrão, terebintina, fenóis etc) e compostos químicos simples (tolueno, metanol, limoneno entre outros). Os quatro métodos mais empregados são: combustão, torrefação, pirólise e gaseificação (Lewandowski *et al.*, 2020). A Figura 12 mostra os principais métodos de conversão da biomassa nos diferentes produtos citados previamente.

Figura 12 - Fluxograma de representação das principais rotas de conversão de biomassas



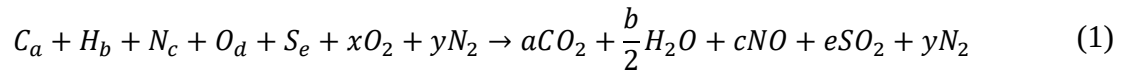
Fonte: Adaptada de Kalak (2023).

No presente trabalho, destacam-se os processos de conversão termoquímica. Nos subtópicos seguintes, são descritas as tecnologias de combustão, pirólise e gaseificação.

3.5.1 Combustão

Na combustão, que ocorre na presença de ar (atmosfera oxidante), é produzido calor e/ou vapor. Nesse processo, sucessivas reações químicas complexas, heterogêneas e

homogêneas estão presentes, e gases condensáveis e não condensáveis são formados, durante o procedimento (Patel *et al.*, 2016). Quando submetidas ao processo de combustão, as biomassas são desagregadas em dióxido de carbono (CO₂), vapor de água (H₂O)_v, óxidos de nitrogênio (NO) e dióxido de enxofre (SO₂), reação identificada na Equação 1 (Silva *et al.*, 2020).



Ao realizar o processo de combustão, origina-se o “biocalor”, que é o termo utilizado para descrever uma maneira ecologicamente eficiente de produzir calor e vapor, podendo ser aplicado nos setores industriais, públicos e residenciais (REN21, 2020). Em 2018, a produção de biocalor no mundo ficou em torno de 9,5% superior a energia produzida em 2010, indicando uma demanda crescente no interesse por esse tipo de termoconversão (REN21, 2020). O Brasil, no mesmo ano, absorveu cerca de 12,0% desse mercado, gerando 1,6 EJ de energia (REN21, 2020). Apesar da geração de calor por esse método ser mais ecologicamente adequada que a utilização de combustíveis fósseis, ao reagir com o oxigênio presente na atmosfera (como citado anteriormente), ainda ocorre a liberação dos gases do efeito estufa (óxidos e dióxidos).

3.5.2 Pirólise

Pensando na problemática da intensificação do efeito estufa, a pirólise se apresenta como uma importante alternativa para os processos de conversão termoquímica, com ausência de oxigênio (atmosfera inerte) (Pighinelli *et al.*, 2018). Além disso, os produtos gerados exibem um alto valor calorífico, havendo uma grande facilidade de transporte e armazenamento (Rodriguez *et al.*, 2019).

A pirólise surgiu no século XIX, sendo atualmente uma tecnologia bem desenvolvida, imposta como um ótimo processo para produção de biocombustíveis, com vantagens técnico-econômicas em relação aos processos bioquímicos e gaseificação (Anex *et al.*, 2010). Diante dessa maior facilidade econômica, o processo de pirólise tem sido adotado por vários países, incluindo o Brasil (Wang *et al.*, 2017). A implementação de termousinas de pirólise pode ser melhor percebida em nações europeias, por exemplo, a Finlândia, que investirá cerca de 112 milhões de dólares em uma planta de bio-óleo, e Suécia, com as empresas Sodra e Preem, que utilizam de 35 a 40 mil toneladas de madeira anualmente para produção de bio-óleo (REN21, 2020).

Com a aplicação do processo de pirólise, são adquiridos três produtos: bio-óleo (líquido), *biochar* (sólido) e os gases de síntese da pirólise - *syngas* (mistura de CO, CO₂, H₂ e CH₄), independentemente da biomassa utilizada (Pighinelli *et al.*, 2018). A temperatura que a pirólise ocorre é definida de acordo com o produto desejado. No caso da pirólise lenta, que ocorre em torno de 300 a 700 °C, com baixas taxas de aquecimento (10 a 30 °C min⁻¹), há o favorecimento da formação de *biochar* (Abhi *et al.*, 2023; Pighinelli *et al.*, 2018; Tan *et al.*, 2021).

Enquanto isso, a pirólise rápida ocorre entre 600 e 1000 °C, com taxa de aquecimento superior a 500 °C min⁻¹ e tempo de residência abaixo de 2 segundos, beneficiando a produção de bio-óleo (Pighinelli *et al.*, 2018; Malyan *et al.*, 2021; Tan *et al.*, 2021). O processo ocorre geralmente em três etapas: evaporação (perda de umidade), decomposição da matéria orgânica (devolatilização) e reações secundárias (despolimerização e fracionamento do óleo) (Kan *et al.*, 2016).

O *biochar* é uma mistura rica em carbono fixo e substâncias inorgânicas, apresentando densidade energética próxima as encontradas pelos combustíveis fósseis, sendo bons candidatos para uso em produção de calor e vapor (Khiari *et al.*, 2019; Wei *et al.*, 2021). Além disso, pode ser aplicado no melhoramento do solo na agricultura, reduzindo os contaminantes, evitando a perda de nutrientes, aperfeiçoando as propriedades do solo e reduzindo a utilização de produtos empregados durante o plantio (Khiari *et al.*, 2019). O *syngas*, por sua vez, pode ser utilizado em processos de combustão para geração de calor ou vapor, ou em equipamentos movidos a gás. Pode ser ainda convertido em combustível líquido (como diesel sintético) por meio da síntese de Fischer-Tropsch ou na produção de metanol (que pode ser aplicado como combustível, solvente e anticongelante) (Al-Zuhairi *et al.*, 2024; Khlifi *et al.*, 2024; Sepahi e Rahimpour, 2023). O bio-óleo pode ser empregado na produção de combustível para motores de combustão interna, além de usinas de geração de energia, como em caldeiras e turbinas a gás. Também pode ser manipulado para sintetizar produtos químicos, como flavorizantes, aromáticos, olefinas e resinas, e atuar como modificador químico em ligantes asfálticos para a construção de estradas (Awogbemi e Kallon, 2023).

3.5.3 Gaseificação

Outra tecnologia utilizada para conversão termoquímica é a gaseificação, esta que ocorre a temperaturas mais elevadas que na pirólise, acima de 700 °C, e converte sólidos ou líquidos carbonáceos em um componente formado por uma fase gasosa (*syngas*) e outra sólida

(*biochar*). As etapas desse processo envolvem a secagem, com liberação de vapor de água, devolatilização e, finalmente, gaseificação (Pighinelli *et al.*, 2018).

Esse processo vem sendo destinado como método de conversão de resíduos sólidos, por exemplo, em combustíveis para aviação (Shahabuddin *et al.*, 2020). Em 2020, foi reportado um total de 114 projetos de planta de gaseificação de biomassa ao redor do mundo (IEA Bioenergy, 2020). Dessa maneira, esse procedimento é menos consolidado que os dois anteriores, e devido à característica emergente, ainda há muitos desafios para a implementação do mesmo; entretanto, este é um método que vem sendo aceito e gerando ótimos investimentos por parte de diversas empresas mundiais de produção de bioenergia (IEA Bioenergy, 2020).

3.6 OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (ODS)

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) compreendem práticas que podem ser implementadas na sociedade para reduzir ou mitigar problemas como pobreza, meio ambiente e clima, e garantia de paz e prosperidade. Estes são divididos em 17, que incluem os principais desafios de desenvolvimento no Brasil e no Mundo para atingir a Agenda 2030 estipulada pela Organização das Nações Unidas, no ano de 2015 (ONU, 2015).

Estão envolvidos nesta agenda países, empresas, instituições e sociedade civil. Mais especificamente, algumas das metas desejadas são: assegurar os direitos humanos, acabar com a pobreza, lutar contra a desigualdade e justiça, alcançar a igualdade de gênero e o empoderamento feminino, e agir contra as mudanças climáticas (ONU, 2015). Nesse sentido, o presente estudo está alinhado com alguns desses objetivos. O Quadro 1 mostra cada um destes.

Quadro 1 - Alguns dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável atendidos pelo presente estudo

Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)	Pontos Atendidos
7 – Energia Limpa e Acessível	Aumentar a participação de energias renováveis na matriz energética (7.2). Aumentar a eficiência energética, com a aplicação de resíduos subutilizados em recursos energéticos (7.3). Elevar o número de pesquisas em tecnologias de energia limpa (7.a). Auxiliar na expansão de usinas de bioenergia no país (7.b).
8 – Trabalho Decente e Crescimento Econômico	Diversificar o setor de energia, com potencial de atingir níveis mais elevados de produtividade (8.2). Melhorar a eficiência dos recursos globais no consumo e na produção (8.4).
9 – Indústria, Inovação e Infraestrutura	Promover infraestruturas sustentáveis, como usinas de bioenergia (9.1). Modernizar processos

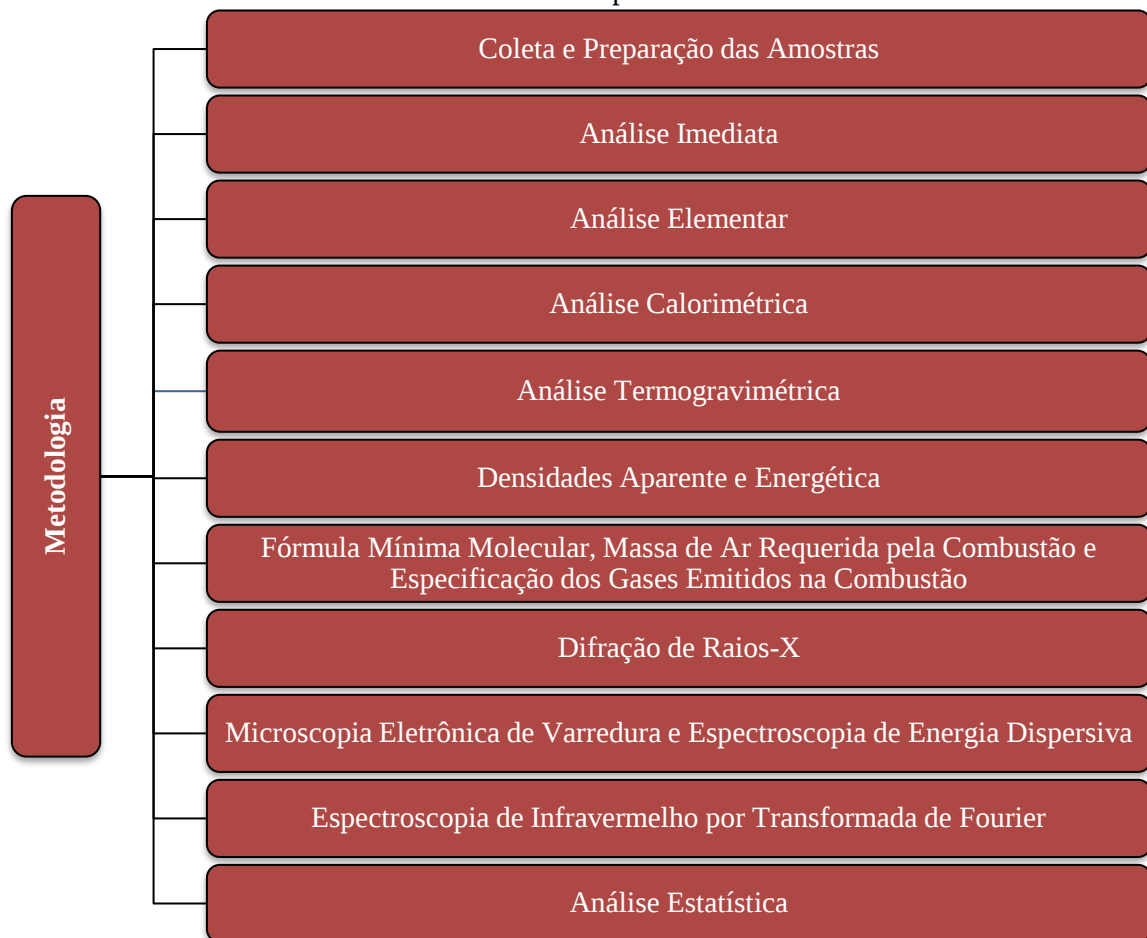
	industriais por meio de tecnologias de termoconversão (9.4). Fortalecer a pesquisa científica por meio de métodos de aproveitamento das biomassas (9.5). Apoiar o desenvolvimento tecnológico em países em desenvolvimento (9.a). Fomentar a inovação em setores estratégicos (energia) (9.b).
11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis	Reduzir o volume de lixo em aterros sanitários (11.6). Valorizar os resíduos alimentícios e as podas urbanas, de forma a diminuir a quantidade de resíduos descartados em vias públicas (11.7). Utilizar eficientemente os recursos (resíduos sólidos urbanos), descentralizando o uso de fontes fósseis (reduzindo, assim, a quantidade gerada de gases do efeito estufa) (11.b).
12 – Consumo e Produção Responsáveis	Fortalecer a eficiência no uso de recursos naturais (12.1). Estimular padrões de produção limpa, substituindo o uso de combustíveis fósseis por fontes renováveis em processos industriais (12.2). Diminuir o desperdício (12.3). Reduzir a contaminação do solo e da água (12.4). Reciclar resíduos urbanos (12.5).
13 – Ação Contra a Mudança Global do Clima	Diversificar tecnologias de energia menos vulneráveis a crises globais de combustíveis (13.1). Reduzir as emissões de dióxido de carbono pela não utilização de fontes fósseis em processos industriais e minimizar a liberação de poluentes como metano em aterros sanitários (13.2).
15 - Vida Terrestre	Prevenir a contaminação do solo e degradação de <i>habitats</i> com a redução do uso de aterros e lixões (15.1). Diminuir a pressão sobre recursos florestais, como a extração de lenha para combustão (15.2).

Fonte: Autoria Própria (2025), com base em ONU (2015).

4 METODOLOGIA

As seções a seguir (4.1 a 4.11) expõem as principais etapas para a caracterização físico-química, morfológica, estrutural e comportamento térmico das biomassas provenientes de podas urbanas e resíduos de alimentos (puras e blendas), seguindo a metodologia apresentada por Cruz (2015). A Figura 13 exhibe todas as etapas metodológicas empregadas neste estudo.

Figura 13 - Fluxograma da metodologia empregada para as amostras de podas urbanas, resíduos de alimentos e as respectivas blendas

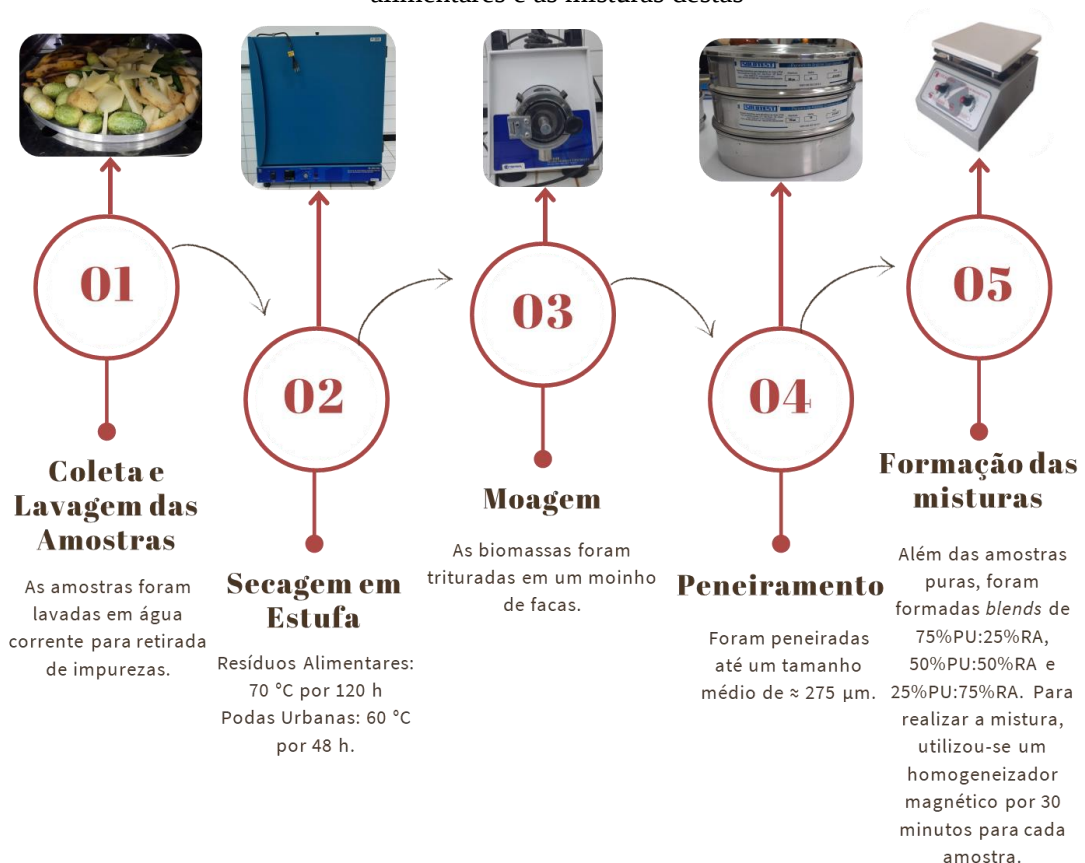


Fonte: Autoria Própria (2025).

4.1 COLETA E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

A Figura 14 corresponde ao fluxograma das etapas de coleta e preparação das amostras.

Figura 14 - Fluxograma das etapas de coleta e preparação das amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e as misturas destas



Fonte: Autoria Própria (2025).

Para a coleta das biomassas, escolheu-se realizar uma amostragem mais abrangente e aleatória possível, sem distinção de nomes e/ou espécies específicas, com o objetivo de representar os resultados da maneira mais generalizada, alinhando-se com a diversidade de biomassas encontradas no ambiente urbano. Os resíduos alimentares (100%RA) foram coletados em uma feira livre, localizada na cidade de São Luís (MA) (latitude: -2,542218; longitude: -44,213387) (Figura 15), e as podas urbanas (100%PU) foram coletadas em uma praça pública localizada em um bairro de São Luís (MA) (latitude: -2,539795; longitude: -44,214367) (Figura 16). Destaca-se que os resíduos alimentares consistem de frutas e cascas destas, verduras e legumes (Figura 17a), enquanto as podas urbanas são formadas de folhas e galhos de diversas espécies não definidas (Figura 17b), desse modo, ambos os materiais podem ser classificados como misturas de biomassas lenhosas e herbáceas. Na etapa de preparação, as

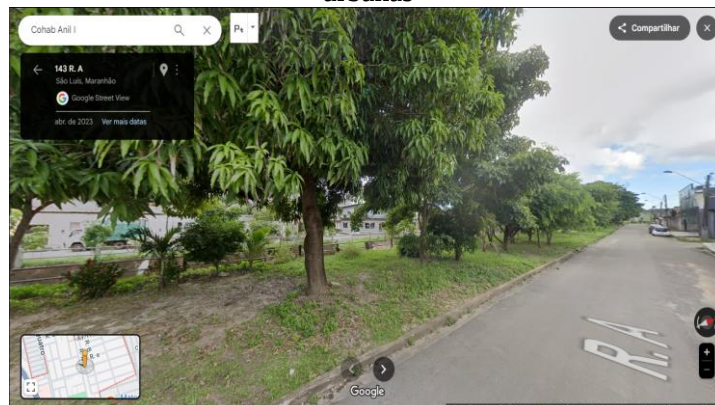
amostras foram lavadas em água corrente para a retirada de impurezas. Em seguida, estas passaram por um processo de secagem da umidade superficial (excedente) em uma estufa (Tecnal TE-393/80L) por um período de 120 h a 70 °C para a amostra de restos de alimentos e 48 h a 60 °C para as podas urbanas (as amostras pós secagem são as exibidas na Figura 18). Após este processo, as biomassas foram moídas em um moinho de facas (Tecnal R-TE-648) para a redução a uma faixa de tamanho médio de partículas. Posteriormente, as partículas foram peneiradas até um tamanho médio de $\approx 275 \mu\text{m}$ (malhas ASTM 50 e 60). O estado das amostras após moagem e peneiramento está indicada na Figura 19. Por fim, foram geradas misturas nas proporções de 75%RA:25%PU; 50%RA:50%PU, e 25%RA:75%PU, para que estas fossem as mais homogêneas possíveis, realizou-se o processo de mistura por meio de um agitador/homogeneizador magnético durante 30 minutos para cada amostra formada. Para realização de todas as etapas subsequentes desta metodologia, foram separadas cerca de 90 g para cada uma das biomassas e misturas.

Figura 15 – Vista panorâmica de uma feira livre localizada no bairro da Cohab Anil I, onde foram coletadas as amostras de resíduos alimentícios



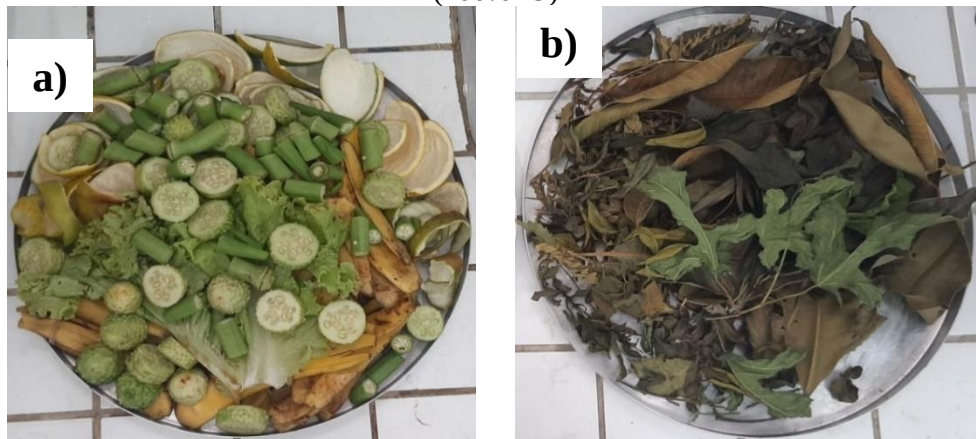
Fonte: Cunha (2019).

Figura 16 - Praça pública no bairro da Cohab Anil I, onde foram coletadas as amostras de podas urbanas



Fonte: Imagem extraída da plataforma Google Maps® (2025).

Figura 17 – Amostras coletadas *in natura* de: a) resíduos alimentares (100%RA) e b) podas urbanas (100%PU)



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 18 - Amostras pós-secagem inicial de: a) resíduos alimentares (100%RA) e b) podas urbanas (100%PU)



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figura 19 - Amostras trituradas e peneiradas de: a) resíduos alimentares (100%RA) e b) podas urbanas (100%PU)



Fonte: Autoria Própria (2025).

4.2 ANÁLISE IMEDIATA (AI)

A análise imediata foi aplicada para determinar os teores de umidade (W), materiais voláteis (MV), cinzas (ASH) e carbono fixo (CF) das amostras puras e misturas. Para a coleta dessas quantidades, utilizou-se a metodologia adotada por Da Silva *et al.* (2023).

Primeiramente, foram utilizadas 3,00 g de amostra das biomassas puras e *blends*, previamente limpas, secas, moídas (etapas descritas no tópico anterior) e depositadas em um cadinho de porcelana ($\approx 36,70$ g) com capacidade de 50,00 mL. Para a realização desta etapa foi utilizado um forno do tipo mufla a vácuo INTI MLVC 1300/7 (220 V, 4.000 W, 18 A, com temperatura máxima de 1800,0 °C), acoplado com um controlador eletrônico FLYEVER FE50RPN (90-240 VAC, 9 W, 50/60 Hz), instalado no Laboratório de Materiais e Processos de Fabricação, da Coordenação do Curso de Engenharia Mecânica (CCEM), da Universidade Federal do Maranhão (UFMA). As experiências foram efetuadas em triplicata com a finalidade de confiabilidade e reprodutibilidade.

A primeira composição obtida foi a percentagem de umidade. Para tal, a massa inicial (m_0) de 3,00 g foi elevada da temperatura ambiente ($\approx 30,0$ °C) para 110,0 °C e mantida a esta temperatura durante uma isoterma de 30 minutos a uma taxa de aquecimento de 10,0 °C min⁻¹. Depois disso, a amostra foi arrefecida naturalmente até a temperatura inicial ($\approx 30,0$ °C), sendo a massa resultante pesada (m_1). A Equação 2 mostra o cálculo da percentagem de umidade (W) (ASTM D3173-00, 2000).

$$\%W = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \cdot 100\% \quad (2)$$

Para encontrar os conteúdos de materiais voláteis, a amostra, em base seca (m_1), foi submetida a uma temperatura de 600,0 °C durante uma isoterma de 30 minutos a mesma taxa de aquecimento, e depois resfriada naturalmente à temperatura ambiente. A massa resultante é pesada imediatamente após a decomposição dos materiais voláteis (m_2). Assim, o teor de materiais voláteis (MV) é descrito pela Equação 3 (ASTM D3175-02, 2002).

$$\%MV = \left[\left(\frac{m_0 - m_2}{m_0} \right) \cdot 100\% \right] - \%W \quad (3)$$

Para o teor de cinzas (ASH), a amostra subsequente a liberação de materiais voláteis (m_2) foi submetida a uma temperatura de 900,0 °C durante uma isoterma de 7 minutos. Em

seguida, a amostra é arrefecida naturalmente até a temperatura ambiente e a massa desta é medida (m_3). A Equação 4 refere-se à percentagem de cinzas das amostras (parcela restante desta etapa) (ASTM D3174-02, 2002).

$$\%ASH = \frac{m_3}{m_0} \cdot 100\% \quad (4)$$

O carbono fixo (CF) é encontrado pela diferença em 100,0% dos outros componentes quantificados pelo processo, tal expressão é apresentada na Equação 5 (ASTM D3172-07A, 2007).

$$\%CF = 100,00\% - \%W - \%MV - \%ASH \quad (5)$$

As composições imediatas são frequentemente empregadas em base seca. Para converter de base úmida (que é a obtida por meio da análise imediata) para a seca, utiliza-se a Equação 6 (Basu, 2013). O subscrito *bs* indica que a composição imediata está em base seca.

$$\%Composição\ em\ base\ seca\ (bs) = \frac{\%Composição\ em\ base\ úmida}{100 - \%W} \quad (6)$$

A Razão de Combustível (RC) indica se a aplicação da biomassa, em processos de combustão, irá garantir um processo de queima duradouro. Se o valor de RC for muito baixo (inferior a 0,5), o combustível sólido entrará em ignição com muita facilidade, degradando-se rapidamente. Valores muito elevados (acima de 2,0) causarão o efeito contrário (dificuldade de iniciar o processo de queima). A faixa adequada, segundo Khiari (2019), é entre 0,5 e 1,0. A Equação 7 é referente a este parâmetro (Khiari, 2019).

$$RC = \frac{\%CF_{bs}}{\%MV_{bs}} \quad (7)$$

4.3 ANÁLISE ELEMENTAR (AE)

A análise elementar tem como função avaliar quantitativamente a composição das biomassas (resíduos alimentares e podas urbanas), determinando os teores de carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H), nitrogênio (N) e enxofre (S) das amostras (Cruz *et al.*, 2021).

Para este estudo em específico, a análise elementar foi obtida de forma analítica a partir dos resultados encontrados por meio das composições imediatas. Para isso, aplicou-se as correlações encontradas por Ardila *et al.* (2024), que estão expostas nas Equações 8-10.

$$\%C = 0,6001 \cdot \%CF_{bs} + 0,4729 \cdot \%MV_{bs} \quad (8)$$

$$\%H = 0,0492 \cdot \%CF_{bs} + 0,0643 \cdot \%MV_{bs} + 0,0210 \cdot \%ASH_{bs} \quad (9)$$

$$\%O = 0,3423 \cdot \%CF_{bs} + 0,4549 \cdot \%MV_{bs} \quad (10)$$

Por meio da análise de Espectroscopia de Energia Dispersiva (EED), que será discutida posteriormente, identificou-se a ausência de enxofre em todas as amostras. De posse desses conteúdos elementares foi possível a determinação da porcentagem de nitrogênio por meio da diferença das outras composições elementares em 100,0%, de acordo com a Equação 11, sendo uma adaptação da expressão colocada por Silva *et al.* (2019).

$$\%N = 100,0\% - (\%C + \%H + \%O) \quad (11)$$

Calculou-se também as razões molares de H/C (hidrogênio/carbono) e O/C (oxigênio/carbono), que estão relacionadas ao valor energético das biomassas, para isso utilizou-se a Equação 12 (Güleç *et al.*, 2022),

$$Razão\ molar = \frac{\%H\ ou\ \%O}{M_H\ ou\ M_O} \cdot \frac{M_C}{\%C} \quad (12)$$

em que, M indica a massa molar do referido elemento. Os valores destes parâmetros foram retirados da base de dados do *National Institute of Standards and Technology* (NIST).

4.4 ANÁLISE CALORIMÉTRICA (PCS/PCI/PCU)

O Poder Calorífico Superior (PCS) é a quantificação do calor produzido pela biomassa em relação à massa desta (Silva *et al.*, 2019). A análise calorimétrica, portanto, foi realizada experimentalmente utilizando uma bomba calorimétrica (IKA C200) e em duplicata. Nesse sentido, a medição dessa propriedade representa a quantidade de calor que a amostra transfere para a água presente na bomba, em um processo de combustão (Flowers *et al.*, 2021). A combustão da biomassa é uma reação exotérmica, ou seja, o calor transferido para a água

provoca uma mudança e suave aumento de temperatura. Assim, conhecendo-se a capacidade calorífica da bomba (C_{bomba}) e a variação de temperatura da água (ΔT_{H_2O}), o PCS pode ser calculado por meio da Equação 13 (Flowers *et al.*, 2021). Esta metodologia foi realizada na Faculdade de Engenharia Mecânica (FEM), Departamento de Energia, da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo (SP).

$$PCS(MJ\ kg^{-1}) = C_{bomba}(MJ\ kg^{-1}K^{-1}) \cdot \Delta T(K) \quad (13)$$

Em contrapartida, o Poder Calorífico Inferior (PCI) representa o Poder Calorífico subtraindo o teor de energia consumida para transformar hidrogênio e oxigênio em umidade (Silva *et al.*, 2021a). Para o cálculo do Poder Calorífico Inferior (PCI), foi aplicada a equação empregada por Da Silva *et al.* (2023), utilizando os resultados da análise imediata e elementar, a qual é expressa pela Equação 14,

$$PCI\ (MJ\ kg^{-1}) = [PCS\ (MJ\ kg^{-1}) - \lambda \cdot (r + 0,09 \cdot \%H)] \cdot \left(\frac{100 - \%W}{100}\right) \quad (14)$$

onde λ (2,3 MJ kg⁻¹) é calor latente de evaporação da água a 25 °C, e r é a razão de umidade, $r = \%W/(100 - \%W)$.

Por fim, o Poder Calorífico Útil (PCU) é a energia que é liberada pelo biocombustível em base seca. A Equação 15 foi utilizada para calcular este parâmetro (Da Silva *et al.*, 2023).

$$PCU\ (MJ\ kg^{-1}) = [PCS(MJ\ kg^{-1}) - 0,212 \cdot \%H - 0,0008 \cdot (\%O + \%N)] \cdot \left(\frac{100 - \%W}{100} - 0,0245 \cdot \%W\right) \quad (15)$$

Para avaliar o emprego das biomassas em processo de combustão, algumas variáveis podem ser calculadas, como Índice de Combustibilidade ($IComb$) e Ignitabilidade dos Voláteis (IV) (Khiari, 2019; Singh *et al.*, 2020). As duas são expressas pelas Equações 16 e 17, respectivamente.

$$IComb(MJ\ kg^{-1}) = \frac{PCU\ (MJ\ kg^{-1})}{RC} \cdot (115 \cdot \%ASH_{bs}) \cdot \frac{1}{105} \quad (16)$$

$$IV(MJ\ kg^{-1}) = \left[\frac{(PCU\ (MJ\ kg^{-1}) - 0,338 \cdot \%CF_{bs})}{\%MV_{bs}} \right] \cdot 100 \quad (17)$$

O Índice de Combustibilidade indica a adequação para o uso da biomassa, misturada com carvão, em plantas de geração de calor. O material será considerado compatível se apresentar um valor inferior a $23,00 \text{ MJ kg}^{-1}$ (Khiari, 2019). A Ignitabilidade de Voláteis é a energia que os materiais voláteis proporcionam para a ignição e sustentação da queima, o valor deste parâmetro deve ser superior a $14,50 \text{ MJ kg}^{-1}$ (Singh *et al.*, 2020).

4.5 ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA (curvas TG, DTG e DSC)

A análise térmica consiste em uma série de técnicas responsáveis por avaliar as propriedades físicas de um material quando submetido a um controle programado de temperatura (Mendonça *et al.*, 2014). Nesse sentido, técnicas como a Análise Termogravimétrica (TG), Derivada da Termogravimetria (DTG) e Calorimetria Diferencial Exploratória (DSC) são ferramentas fundamentais para o entendimento da decomposição de biomassas durante aquecimento em processos de conversão termoquímica (Carneiro *et al.*, 2013).

A análise termogravimétrica é designada na avaliação da variação da massa de amostras em um sistema com controle de temperatura e atmosfera. Dessa maneira, torna-se possível identificar o comportamento da decomposição térmica em uma certa faixa de temperatura, observando onde há maior degradação (Santos *et al.*, 2012). Enquanto isso, a Derivada Termogravimétrica (curva DTG) estuda a variação da perda de massa com a temperatura (Lever *et al.*, 2014). A Calorimetria Diferencial Exploratória (DSC) é uma técnica utilizada para medir a diferença de fluxo de calor entre uma amostra e um material de referência, ambos submetidos à mesma variação de temperatura. Esse diferencial de calor é convertido em um sinal elétrico (por exemplo, através de termopares) que é registrado e analisado, identificando eventos endotérmicos e exotérmicos (Gu e Burgess, 2014; Lever *et al.*, 2014).

Para os experimentos de TG/DTG/DSC, empregou-se um equipamento de análise térmica simultâneo da marca *Netzsch* e modelo STA 449C. Em que, a faixa de temperatura disposta foi da temperatura ambiente ($\approx 25,0 \text{ }^{\circ}\text{C}$) a $800,0 \text{ }^{\circ}\text{C}$, em atmosferas dinâmicas de argônio 5.0 (inerte) e ar sintético (oxidante - $80\%\text{N}_2:20\%\text{O}_2$) a 100 mL min^{-1} , a uma taxa de aquecimento de $10,0 \text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$. A massa avaliada foi de aproximadamente 10 mg. Esta metodologia foi realizada para atmosfera oxidante na Faculdade de Engenharia Mecânica (FEM), Departamento de Energia, da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo (SP), e para atmosfera inerte no Laboratório de Análise Térmica e Vidros Especiais (LANTVE),

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Materiais (PPGCTM), do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA).

4.6 DENSIDADES APARENTE (DA) E ENERGÉTICA (DE)

A densidade aparente refere-se à relação entre a massa das amostras e o volume destas, considerando os espaços de poros entre as partículas. Esta característica é de extrema importância, uma vez que define as condições de estocagem, armazenamento e transporte das biomassas (Konishi *et al.*, 2017). As densidades aparentes (ρ) foram obtidas de acordo com a norma ASTM E873 – 82 (2013), usando um recipiente de 30,0 mL (30.000 mm^3 ou $3,00 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$) de volume. Para isso, colocou-se a massa necessária para preencher o volume do béquer utilizado, com isso aplicou-se a relação estabelecida na Equação 18.

$$\rho \text{ (kg m}^{-3}\text{)} = \frac{m(\text{kg})}{3,0 \cdot 10^{-5}(\text{m}^3)} \quad (18)$$

A partir da densidade aparente, calculou-se a densidade energética por meio da Equação 19 (Bernardo *et al.*, 2023). Esta propriedade tem como função avaliar o teor de energia armazenado no material por unidade de volume.

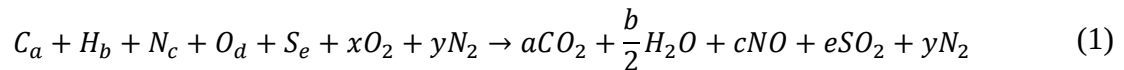
$$\text{Densidade energética (GJ m}^{-3}\text{)} = \rho \text{ (kg m}^{-3}\text{)} \cdot \text{PCU (MJ kg}^{-1}\text{)} \cdot \frac{1}{1000} \quad (19)$$

A densidade energética da biomassa pode ser comparada com outros combustíveis fósseis por meio da expressão de Equivalência em Volume de Combustíveis Fósseis (Equação 20). Para isso, considera-se as seguintes densidades energéticas para petróleo, diesel, óleo combustível e gasolina, respectivamente: 37,03, 36,27, 39,93 e 32,62 GJ m⁻³ (Alves *et al.*, 2020).

$$\text{Equivalência em volume (L m}^{-3}\text{)} = \frac{\text{Densidade Energética}_{\text{biomassa}}}{\text{Densidade Energética}_{\text{Combust. Fossil}}} \cdot 1000 \quad (20)$$

4.7 FÓRMULA MÍNIMA MOLECULAR, MASSA DE AR REQUERIDA PELA COMBUSTÃO E ESPECIFICAÇÃO DOS GASES EMITIDOS NA COMBUSTÃO

Admitindo-se que o processo de combustão oxida totalmente o nitrogênio presente na biomassa em NO_2 , carbono em CO_2 e enxofre em SO_2 , a reação química para tal processo é a indicada pela Equação 1 (Cruz, 2015).



Para encontrar os valores de a, b, c, d e e , considera-se uma Base de Cálculo (BC) para a biomassa de 100,0 g, logo, a massa de cada uma das composições elementares é estabelecida pelo produto da fração mássica da composição elementar ($f_{\text{composição elementar}}$), obtida pela metodologia da análise elementar discutida anteriormente, e a massa da base de cálculo. Após este procedimento, faz-se uma relação entre a massa de cada composição com a massa molar (M) para obter a quantidade de matéria (n) (Equação 21) (Cruz, 2015).

$$n_{\text{composição elementar}}(\text{mol}) = \frac{f_{\text{composição elementar}} \cdot BC(\text{g})}{M\left(\frac{\text{g}}{\text{mol}}\right)} \quad (21)$$

Com as quantidades de matéria especificadas, é estabelecida a fórmula molecular mínima para a biomassa como: $C_aH_bO_cN_dS_e$ (Cruz, 2015).

O x e o y são encontrados pelas Equações 22 e 23, respectivamente. O valor de 3,76 considera que a massa molar do ar é composta por 79,0% de Nitrogênio e 21,0% de Oxigênio (Cruz, 2015).

$$x = \frac{1}{2} \cdot \left(2a + \frac{b}{2} + c + 2e - d \right) \quad (22)$$

$$y = 3,76x \quad (23)$$

Com os valores de x e y , a massa de ar requerida para a combustão de 100,0 g da biomassa é, então, determinada pela Equação 24 (Cruz, 2015).

$$\text{Massa de ar} \left(\frac{\text{g}}{100\text{g de biomassa}} \right) = x \cdot M_{O_2} + 3,76x \cdot M_{N_2} \quad (24)$$

As emissões dos gases CO₂, NO e SO₂, em fração molar (x), são indicadas pelas Equações 25-27 (Cruz, 2015). Para encontrar cada emissão, relaciona-se a quantidade de matéria formada para cada gás pela soma das quantidades de matéria de todos os produtos (como exibida pela reação química, na Equação 1), com exceção da água (uma vez que a estimativa feita para estes gases é em base seca). As emissões de NO e SO₂ são usualmente estudadas em unidades de partes por milhão.

$$x_{CO_2}(\%) = \frac{a}{a+c+e+y} \cdot 100 \quad (25)$$

$$x_{NO}(ppm) = \frac{c}{a+c+e+y} \cdot 10^6 \quad (26)$$

$$x_{SO_2}(ppm) = \frac{e}{a+c+e+y} \cdot 10^6 \quad (27)$$

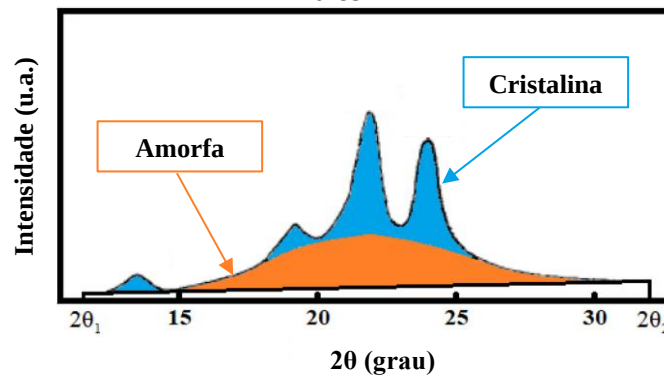
4.8 DIFRAÇÃO DE RAIOS-X (DRX)

A função da difração de raios-X é avaliar a cristalografia das estruturas das amostras. Desse modo, esta técnica possibilita verificar a presença de regiões cristalinas e amorfas na estrutura das biomassas. A técnica é baseada na aplicação de um feixe de raios-X sobre a amostra triturada, que rotacionará no plano, expondo um ângulo relativo com o feixe. O feixe será refletido quando encontrar um plano cristalino (o qual causará a difração dos raios incidentes). A intensidade da radiação refletida é mensurada por um detector que está a um ângulo de 2θ com a amostra (Ferrer *et al.*, 2016).

Para a realização de tal procedimento, foi utilizado um difratômetro de raios-X (*Bruker D8 Advance*), aplicando radiação CuK α ($\lambda = 1,541 \text{ \AA}$, 40 kV - 40 mA). O ângulo de difração (2θ) foi variado de 5,0 a 70,0°, com um incremento de $5,0 \cdot 10^{-2} \text{ }^\circ \text{ s}^{-1}$. Esta metodologia foi conduzida na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Campus Santo Agostinho, Recife (PE). A partir do resultado encontrado, foi possível obter o Índice de Cristalinidade (%IC), para isso foi utilizado o método de Deconvolução de Picos, que é representado pela Equação 28. Em que, A_c indica a área abaixo dos picos cristalinos e A_{am} se refere à área sob a região amorfa (Xing *et al.*, 2018). A Figura 20 ilustra as localizações dos pontos mencionados (amorfos e cristalinos).

$$\%IC = \frac{A_c}{A_c + A_{am}} \times 100 \quad (28)$$

Figura 20 - Representação generalizada das regiões cristalinas e amorfas identificadas pela difração de raios-X



Fonte: Adaptada de Uzun (2023).

Os espaçamentos interplanares (d) das estruturas cristalinas, que representam as distâncias entre planos paralelos de átomos em um cristal, foram calculados por meio da Lei de Bragg (Equação 29) (Cui *et al.*, 2014).

$$d \text{ (Å)} = \frac{\lambda}{2 \cdot \text{seno}(\theta)} \quad (29)$$

4.9 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA E ESPECTROSCOPIA DE ENERGIA DISPERSIVA (MEV-EED)

As análises morfológicas, estruturais e composicionais foram realizadas por meio da Microscopia Eletrônica de Varredura (Microscópio *Leo Electron* modelo LEO440). As biomassas foram primeiramente compactadas em uma prensa hidráulica, formando uma pastilha, que foi arranjada em um suporte de alumínio com fita adesiva dupla-face produzida de material carbonáceo. Posteriormente, as amostras foram levadas a análise com metalização (banho de ouro – MEV) e sem metalização (para análise de EED). Esta metodologia foi realizada na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Campus Santo Agostinho, Recife (PE).

Enquanto o MEV fornece informações acerca da morfologia do material, o EED exibe a composição química (Nanakoudis, 2019). A partir do último método citado, ou seja, EED torna-se possível encontrar as frações dos possíveis óxidos formados durante a combustão da biomassa. Para isso, aplicou-se a Equação 30 (Monroe *et al.*, 2024).

$$f_{\text{óxido}}(\%) = \frac{\frac{f_i^n}{M_i} \times M_{\text{óxido}}}{\sum \frac{f_i^n}{M_i} \times M_{\text{óxido}}} \times 100 \quad (30)$$

Em que i representa cada uma das substâncias inorgânicas detectadas, $f_{\text{óxido}}$ a composição mássica do óxido, M a massa molar e n o número de átomos do elemento por molécula (por exemplo, K_2O será 2). Os dados de massas molares foram retirados da base de dados do NIST.

4.10 ESPECTROSCOPIA DE INFRAVERMELHO POR TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)

A Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier é uma tecnologia de análise quantitativa e qualitativa. Com a aplicação de tal metodologia, torna-se possível capturar as vibrações moleculares associadas a certos grupos funcionais. Para isso, o FTIR se baseia no princípio de que as vibrações dos átomos em uma molécula absorvem somente frequências específicas. Ou seja, cada molécula tem uma “assinatura” única de absorção, chamada de espectro infravermelho (Undavalli *et al.*, 2021). Desse modo, este método teve como papel identificar os compostos estruturais presentes nas biomassas em estudo.

O FTIR foi aplicado na faixa de 4000 a 400 cm^{-1} em um espectrofotômetro *Shimadzu* de Transformada de Fourier (*IR-Prestige-21*), no modo de transmitância. As análises foram realizadas em pastilhas de brometo de potássio (KBr) para um tamanho de partícula de ≈ 275 μm . O experimento foi executado na Central Analítica de Química (CAQ), do Programa de Pós-Graduação em Química (PPGQuim), da Universidade Federal do Maranhão (UFMA).

4.11 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi realizada uma análise estatística com intervalo de confiança de 95,0% para determinar se há diferenciação entre os tipos de amostras para os resultados encontrados. Primeiramente, aplicou-se o teste de *Shapiro Wilk* para identificar se os conjuntos de dados seguem uma distribuição normal. Foram colocadas as seguintes hipóteses para este teste: Hipótese Nula (H_0), a amostra provém de uma população com distribuição normal; Hipótese Alternativa (H_1), a amostra não provém de uma população com distribuição Normal. Se o valor de p (determina a significância dos resultados) for acima de 0,05, significa que não há evidências capazes de descartar a hipótese nula. Se o contrário ocorrer (p menor ou igual a 0,05), rejeita-se a hipótese nula, ou seja, o conjunto não segue uma distribuição normal (Ramachandran e Tsokos, 2021). Para o primeiro caso do p , aplica-se a Análise de Variância (ANOVA) nos conjuntos de dados (composições imediatas e densidades aparentes). Caso a

distribuição não seja normal, pode-se utilizar o teste de *Kruskal-Wallis* (Gauthier e Hawley, 2015).

O método ANOVA compara as médias de três ou mais grupos independentes, utilizando as seguintes hipóteses: Hipótese Nula (H_0), as médias dos grupos são iguais; Hipótese Alternativa (H_1): pelo menos uma média é diferente. O critério de decisão é $p \leq 0,05$, que levará a rejeição da hipótese nula, identificando diferenças significativas no grupo (Gauthier e Hawley, 2015).

O método Kruskal-Wallis (KW) relaciona as distribuições dos grupos. Se as distribuições são iguais, satisfaz-se a hipótese nula (H_0). Se o contrário ocorrer, pelo menos uma distribuição é diferente. O critério de decisão também é $p \leq 0,05$ para desconsideração da hipótese nula (Gauthier e Hawley, 2015). O procedimento estatístico foi realizado no *software* Jamovi® versão 2.6.23 (2025).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados para as análises elementar, imediata e calorimétrica são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Análises imediata, elementar e calorimétrica para podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas blends em diferentes proporções das duas biomassas

Propriedades	100%PU	75%PU:25 %RA	50%PU:50 %RA	25%PU:75 %RA	100%RA	<i>p-values</i>
Análise Imediata (%)						
Umidade (W)	5,21±0,13	4,59±0,25	4,06±0,08	3,88±0,23	3,57±0,07	0,00 (ANOVA)
Materiais Voláteis (MV _{bs})	84,50±0,98	83,29±0,74	83,19±0,66	82,25±0,73	82,71±0,73	0,50 (ANOVA)
Carbono Fixo (CF _{bs})	9,04±1,09	9,62±0,67	8,30±0,59	9,34±0,67	8,46±0,67	0,26 (KW)
Cinzas (ASH _{bs})	6,46±0,15	7,09±0,08	8,52±0,09	8,42±0,06	8,83±0,06	0,01 (ANOVA)
RC	0,11	0,12	0,10	0,11	0,10	0,29 (ANOVA)
Análise Elementar (%)						
Carbono	45,38	45,16	44,32	44,50	44,19	0,00 (ANOVA)
Hidrogênio	6,01	5,98	5,94	5,91	5,92	0,00 (ANOVA)
Oxigênio	41,53	41,18	40,68	40,61	40,52	0,00 (ANOVA)
Nitrogênio*	7,08	7,68	9,06	8,98	9,37	0,00 (ANOVA)
Enxofre	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-
H/C**	1,58	1,58	1,60	1,59	1,60	0,03 (KW)
O/C**	0,69	0,68	0,69	0,69	0,69	0,29 (ANOVA)
Análise Calorimétrica (MJ kg⁻¹)						
PCS	17,91±0,06	17,48±0,00	16,72±0,05	16,58±0,06	16,10±0,07	0,00 (ANOVA)
PCI	15,67	15,38	14,76	14,66	14,26	-
PCU	15,60	15,32	14,69	14,60	14,19	-
IComb	150,77	136,24	149,37	130,54	140,21	-
IV	14,85	14,49	14,29	13,91	13,70	-

bs: base seca. N* = 100% - (%C + %H + %O). n.d.: não detectado ou abaixo do limite de detecção do equipamento.

**razão adimensional. Fonte: Autoria Própria (2025).

5.1 ANÁLISE IMEDIATA (AI)

Em relação aos resultados apresentados na Tabela 1, observou-se que a porcentagem de umidade (W) foi maior nas podas urbanas em comparação aos resíduos alimentares. Entretanto, isso pode ter sido ocasionado pelo maior tempo de secagem inicial (e à maior

temperatura) na primeira em contraste com a segunda, resultando em 5,21% e 3,57%, respectivamente. Para as misturas, essa característica se manteve, pois, para maiores proporções de podas de árvores (75%PU), a umidade foi maior do que as demais misturas (25%PU e 50%PU). Este apontamento é de extrema importância, uma vez que a umidade influencia negativamente durante a aplicação das biomassas como combustível sólido em processos térmicos (Santana *et al.*, 2020). Em geral, para os processos termoquímicos, é necessário que as biomassas empregadas tenham menos que 15,00% de umidade (Eke *et al.*, 2020). Através da análise estatística (Tabela 1), encontrou-se que os dados para umidade são estatisticamente diferentes.

Os materiais voláteis (MV_{bs}) são compostos por gases combustíveis (hidrocarbonetos- C_xH_y , monóxido de carbono – CO, hidrogênio - H_2) e uma parte não combustível (CO_2 , SO_2 e NO_x) (García *et al.*, 2012). Biomassas que expõem maiores teores de materiais voláteis, também têm maiores reatividades térmicas nos processos de combustão e/ou pirólise, e consequentemente, o ponto de ignição e o poder calorífico dessas biomassas também serão mais representativos (Rasam *et al.*, 2020). Por meio da Tabela 1, foram observados valores em torno de 80% para as amostras estudadas. Os valores encontrados são muito próximos uns dos outros, o que pode ser confirmado pela análise estatística (Tabela 1), a qual revelou que não há diferenças significativas entre os percentuais de materiais voláteis.

O carbono fixo (CF_{bs}), juntamente com os teores de cinzas (ASH_{bs}), representa a quantidade que resta após o processo de remoção da umidade e dos materiais voláteis da biomassa. O CF_{bs} é diretamente proporcional ao poder calorífico, ou seja, quanto menor a quantidade do primeiro, menor será a do segundo (Brun *et al.*, 2018). Portanto, a qualidade da combustão está relacionada a composição deste. Por meio da análise imediata, a maior e a menor quantidade de CF_{bs} foram encontradas para as amostras de 75%PU:25%RA e 50%PU:50%RA, ou seja, 9,62% e 8,30%, respectivamente. Porém, assim como o resultado da composição de materiais voláteis, não há diferenças estatisticamente significativas entre os dados (Tabela 1). Talvez seja necessário aumentar o número de amostragens (este estudo teve 3) para a análise imediata, de forma a aumentar a sensibilidade dos resultados, reforçando o estudo estatístico.

O teor de cinzas (ASH_{bs}) representa o resíduo sólido resultante da degradação térmica completa da matéria orgânica da biomassa, os constituintes primários deste são a sílica, alumínio, ferro e cálcio (pequenas quantidades de magnésio, titânio, sódio e potássio também podem ser encontradas) (Basu, 2013). Tais elementos não são decompostos em determinadas temperaturas durante os processos de termoconversão, o que causa a redução do PCU (Poder

Calorífico Útil) (Santana *et al.*, 2020). Os menores teores de cinzas foram alcançados para as amostras puras de podas urbanas ($ASH_{bs} = 6,46\%$) e os maiores para os resíduos alimentares puros ($ASH_{bs} = 8,83\%$). Dentre as *blends*, 75%PU:25%RA mostrou a menor porcentagem para esse teor, isto é, 7,09%. Os valores encontrados são estatisticamente divergentes (Tabela 1).

Os percentuais de composições imediatas da amostra pura de podas urbanas se aproximaram dos discutidos por Farias (2012) para as folhas da árvore caixeta (*Tabebuia assinoides lam*), o qual encontrou 89,23%, 16,04% e 0,30% para materiais voláteis, carbono fixo e cinzas, respectivamente (em base seca). Com diferenças absolutas de 4,73% para MV_{bs} , 7,00% para CF_{bs} e 6,16% para ASH_{bs} .

Para os resíduos alimentares, o estudo de Samad *et al.* (2017) sobre restos de alimentos coletados em um aterro sanitário na Malásia apresentou porcentagens próximas às encontradas neste estudo (com exceção para cinzas), os valores são iguais a 75,92% (MV_{bs}), 7,19% (CF_{bs}) e 16,89% (ASH_{bs}), também em base seca. As diferenças absolutas foram iguais a 6,79% (materiais voláteis), 1,27% (carbono fixo) e 8,06% (cinzas).

Verificou-se, a partir da discussão anterior, que as composições imediatas são muito próximas dentre as diferentes amostras. Calculando a média dos percentuais expostos na Tabela 1, tem-se os seguintes valores para o conjunto: $83,19 \pm 1,01\%$ (MV_{bs}), $7,86 \pm 0,96\%$ (CF_{bs}) e $8,95 \pm 0,82\%$ (ASH_{bs}). Inferiu-se, portanto, que há uma quantidade consideravelmente superior de materiais voláteis em comparação a de carbono fixo, o que ocasiona uma geração maior de gás em processos de combustão, diminuindo o tempo de residência em reatores, sendo necessária uma alimentação contínua de biomassa (Siqueira *et al.*, 2021). A biomassa pura de podas urbanas, que resultou em uma maior quantidade de MV, exibirá uma queima levemente mais abrupta, enquanto, 75%PU:25%RA (maior CF) terá um maior tempo de combustão. A variável que auxilia na qualificação da biomassa como material de queima em plantas de geração de calor é a razão de combustão (RC), que relaciona o CF e MV. A faixa adequada de valores de RC é 0,50 a 1,00 (Ohm *et al.*, 2015), os valores encontrados na Tabela 1 ficaram próximos de 0,10, ou seja, nenhuma amostra está adequada para utilização em processos deste tipo; entretanto, tais amostras são mais apropriadas para processos de gaseificação ou pirólise (para produção de *syngas* e bio-óleo), devido ao elevado conteúdo de materiais voláteis produzidos pelas mesmas (Gao *et al.*, 2023).

Uma medida capaz de contornar esta necessidade de alimentação constante de biomassa em um processo de termoconversão, como supramencionado, seria a torrefação do material. Este procedimento diminuirá a resistência mecânica da biomassa (melhorando a mobilidade), além de aumentar o teor de carbono fixo e RC (reduzindo a composição de

materiais voláteis e umidade). Poderá também haver a diminuição do teor de hemicelulose, estendendo o prazo de biodegradação da biomassa durante o armazenamento desta. Com a elevação do percentual de carbono, ocorrerá uma queima mais lenta e controlada do material, liberando energia por um tempo estendido durante o processo (Samad *et al.*, 2017).

5.2 ANÁLISE ELEMENTAR (AE)

As amostras puras de podas urbanas apresentaram valores de composições elementares próximos aos encontrados do estudo realizado por Mazzonetto *et al.* (2012) sobre podas urbanas coletadas no município de Uberlândia (MG), o qual encontrou percentuais de 42,73% (C), 5,86% (H), 43,61% (O) e 1,34% (N), que, ao serem comparados com os dados obtidos no presente trabalho, apresentaram diferenças absolutas menores que as da referência anterior (2,65%, 0,15%, 2,08% e 5,74% para C, H, O e N, na devida ordem).

Os valores das composições elementares para os resíduos alimentares foram próximos aos detectados para as sobras de alimentos coletados no refeitório da Universidade “Shiv Nadar”, na Índia, por Singh e Yadav (2021). As composições encontradas foram: 45,71% para carbono, 6,72% para hidrogênio, 41,04% para oxigênio e 2,91% para nitrogênio. Apresentando assim, diferenças absolutas (em relação aos dados de resíduos alimentares deste estudo) de 1,52%, 0,80%, 0,52% e 6,46% para C, H, O e N, de modo recíproco. A pesquisa realizada por Browne e Murphy (2013) também atingiu valores próximos, tal estudo obteve para as amostras de resíduos alimentares de um refeitório da *University College Cork*, na Irlanda, as composições elementares de 49,58% de carbono, 7,32% de hidrogênio, 34,88% de oxigênio e 3,53% de nitrogênio, com diferenças absolutas em comparação as amostras de podas urbanas em estudo neste trabalho de 5,39%, 1,40%, 5,64% e 5,84% para C, H, O e N, nesta ordem.

Observou-se que as biomassas mais ricas em resíduos alimentícios apresentaram maiores percentuais de nitrogênio (9,06%, 8,98% e 9,37% para 50%PU:50%RA, 25%PU:75%RA e 100%RA, respectivamente), o que caracteriza um ponto positivo para as amostras majoritariamente compostas por podas urbanas (100%PU e 75%PU:25%RA), uma vez que diminui a formação de NO_x . (gás poluente) (Nóbrega *et al.*, 2023). Este gás é formador da chuva ácida, que ocorre quando reage com água e oxigênio da atmosfera para formar HNO_3 , gerando a acidificação de solos e corpos d'água (o que prejudica a biodiversidade aquática e terrestre). Além disso, a disposição de NO_x nos solos e água aumenta a disponibilidade de nitrogênio, causando o crescimento excessivo de algas (eutrofização), as quais consomem oxigênio e criam zonas mortas em rios e oceanos (Cubides *et al.*, 2023; Mohajan, 2019). Em

relação a saúde humana, o NO₂ gera inflamação pulmonar, redução da função pulmonar e aumento do risco de doenças cardiovasculares (Santos *et al.*, 2021).

Todas as composições (carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio) exibiram diferenças apreciáveis em relação aos cinco tipos de amostras, tais divergências foram identificadas por meio dos *p-values* encontrados (todos iguais a 0,00).

O conteúdo de carbono presente na biomassa pode ser convertido tanto em dióxido de carbono (CO₂) liberado durante o processo de combustão, quanto no potencial de bioenergia que pode ser produzido devido à energia de ligação do carbono-carbono. Ressalta-se que o hidrogênio está relacionado tanto a liberação de vapor de água durante os processos termoquímicos, quanto as ligações entre carbono e hidrogênio. Salienta-se também que a geração de vapor de água é um processo que diminui o poder calorífico da biomassa, uma vez que tal transformação física é caracterizada por um processo endotérmico (Miranda *et al.*, 2020).

As porcentagens de O e H em relação ao C influenciam nos processos térmicos da amostra, em que, quanto menor a proporção das razões molares O/C e H/C, maior será o poder calorífico superior da amostra. Isso ocorre devido à menor energia de ligação entre C-O e C-H em comparação a C-C. Este último é típico de carbono fixo, que não devolatiliza, ou seja, apresenta uma elevada capacidade energética (Guimarães *et al.*, 2021). As razões de oxigênio e hidrogênio com o carbono resultaram nos menores valores para a mistura de 75%PU:25%RA (H/C = 1,58 e O/C = 0,68) e a amostra de 100%PU (H/C = 1,58 e O/C = 0,69). Porém, não há diferenças estatísticas significativas para o parâmetro de O/C, podendo haver divergências em relação a amostra que tem menor valor deste parâmetro e a que efetivamente tem maior poder calorífico superior.

5.3 ANÁLISE CALORIMÉTRICA

A média dos valores de Poder Calorífico Superior (PCS) foi igual a 16,96±0,69 MJ kg⁻¹. O PCS para a amostra pura de resíduos alimentares foi próximo ao descrito em outro estudo sobre resíduos alimentícios, no qual o valor desta propriedade foi de 15,97±0,07 MJ kg⁻¹ (Silva *et al.*, 2023). Evidenciando, nesse sentido, uma diferença percentual de apenas 0,81%. Para as podas urbanas, o PCS comparado com a biomassa de podas urbanas de Silva *et al.* (2021a) foi inferior a 14,14%. O resultado da análise de significância estatística (*p-value* = 0,00) expôs diferenças de valores consideráveis entre os grupos.

O Poder Calorífico Inferior (PCI) desconsidera a energia utilizada para evaporar a umidade intrínseca da biomassa, sendo melhor para retratar a qualidade do combustível (Khaleel *et al.*, 2022). O PCI médio para as biomassas foi igual a $14,95 \text{ MJ kg}^{-1}$, ou seja, houve uma diminuição do poder calorífico da amostra úmida para a seca em uma média de 11,85%, causada pelo calor vaporização da água presente na amostra (Komilis *et al.*, 2014). Esta redução foi mais pronunciada para a amostra pura de podas urbanas (12,50%) e menor para os resíduos alimentares (11,45%). Isso confirma os dados obtidos na análise imediata, na qual, 100%PU apresentou uma maior umidade em relação a 100%RA. Essa tendência foi encontrada nas misturas, indicando decréscimos mais intensos no poder calorífico para as biomassas com maiores quantidades de podas urbanas, na ordem crescente, isto é, $25\%PU:75\%RA < 50\%PU:50\%RA < 75\%PU:25\%RA$.

O Poder Calorífico Útil (PCU), por sua vez, é a energia que é factualmente liberada durante a combustão. Enquanto, o PCI retira do poder calorífico somente a energia da vaporização da umidade intrínseca, o PCU desconsidera também o calor de vaporização da umidade que pode ser reabsorvida pela biomassa durante o contato desta com o ambiente em procedimentos como armazenamento e/ou transporte, por exemplo (Portilho *et al.*, 2020). A média para as amostras foi igual a $14,88 \text{ MJ kg}^{-1}$, uma redução média de 0,47%. A diminuição foi maior para 100%RA (0,47%) e menor para 100%PU (0,43%). As biomassas apresentaram uma baixa diferença na energia gerada entre o PCI e PCU, indicando que estas exibem vantagens na estocagem e transporte sem grandes prejuízos na qualidade (Cai *et al.*, 2017).

O Índice de Combustibilidade (*IComb*) para as biomassas estudadas variou de 130,54 a $150,77 \text{ MJ kg}^{-1}$, os quais estão acima do valor máximo de $23,00 \text{ MJ kg}^{-1}$ especificado na metodologia, o que significa que, em uma planta real de geração de calor, nenhum dos materiais está apropriado para queima misturada com carvão. Os valores de Ignitabilidade dos Voláteis (*IV*) variaram entre 13,70 e $14,85 \text{ MJ kg}^{-1}$, com uma tendência crescente com o aumento da quantidade de podas urbanas nas amostras. Somente as amostras de 100%PU e 75%PU:25%RA atendem aos requisitos mínimos de $14,50 \text{ MJ kg}^{-1}$. Reforça-se o que foi discutido na Razão de Combustível acerca da necessidade de um processo de torrefação para aproximar estes três parâmetros aos de um carvão, visando a formação de *blends* com ambos os materiais para emprego na combustão (Khiari, 2019; Singh *et al.*, 2020).

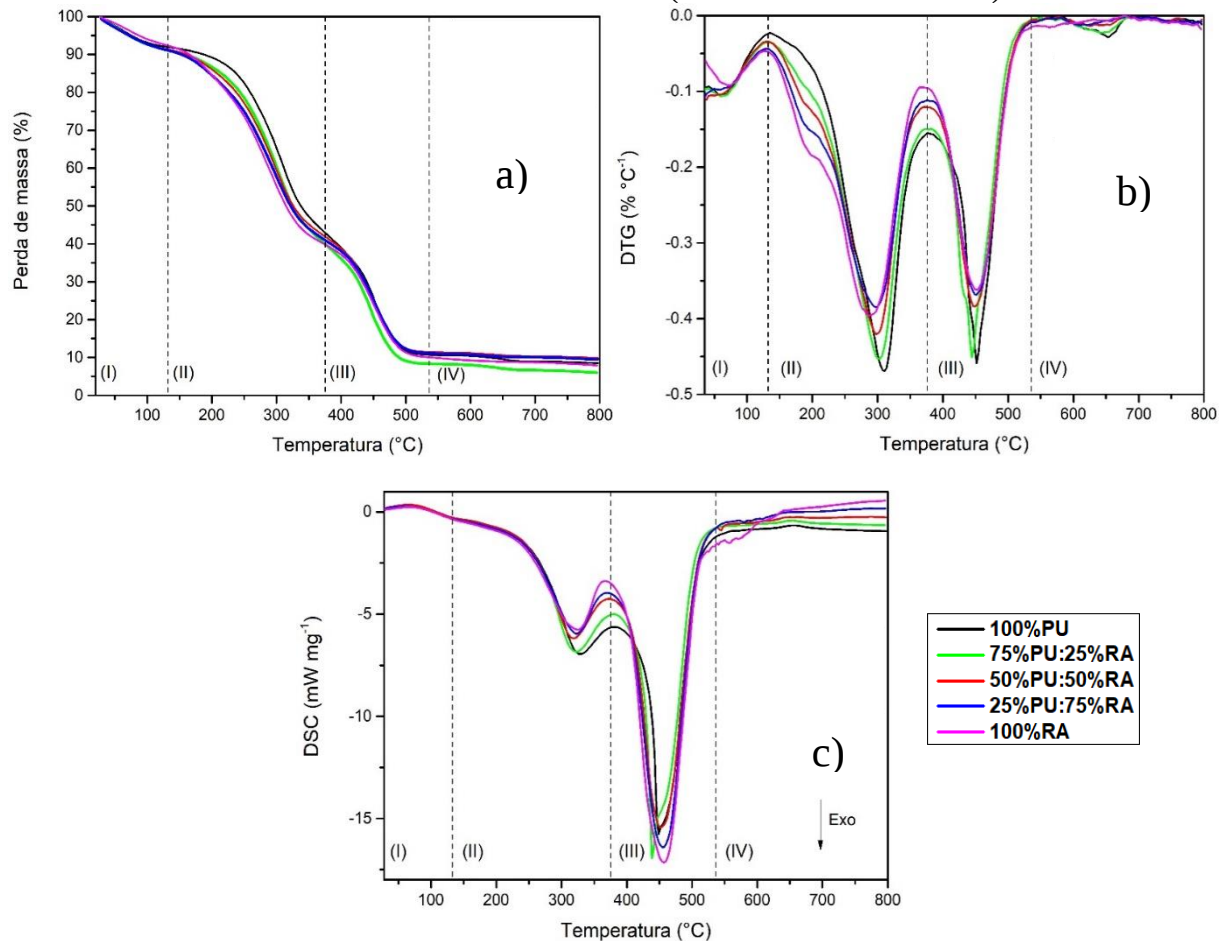
Do supra exposto, a aplicação das biomassas estudadas, no estado atual, em processos de gaseificação e pirólise para geração de *syngas*, novamente, se apresenta como a melhor alternativa em contraste com a combustão.

5.4 ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA (curvas TG/DTG/DSC)

A Figura 21 (a-c) mostra as curvas de análise térmica obtidas por meio de Termogravimetria (TG), Derivada Termogravimétrica (TG) e Calorimetria Diferencial Exploratória (DSC) para as biomassas e *blends* deste estudo na atmosfera oxidante - ar sintético (combustão).

As curvas TG/DTG para atmosfera de ar sintético (Figura 21 a e b) mostram os estágios de decomposição térmica para as distintas amostras deste estudo. Utilizou-se para obtenção dessas informações o método da separação de picos (identificação das etapas de degradação por meio dos pontos de inflexões nos gráficos termogravimétricos) (Cruz e Crnkovic, 2016).

Figura 21 - Curvas: a) TG, b) DTG e c) DSC para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e blends em atmosfera de ar sintético (oxidante - 80%N₂:20%O₂)



Fonte: Autoria Própria (2025).

As principais etapas de decomposição térmica podem ser caracterizadas quanto as temperaturas de início e fim de cada estágio identificado (T_i e T_f , respectivamente), assim como a perda de massa observada em cada uma das etapas (dM/dt), que são coletados da curva TG.

A partir das curvas DTG, obtém-se a temperatura de cada um dos picos (T_{peak}) e a taxa máxima de perda de massa por temperatura ($dM_{\text{peak}}/d\theta$). Por último, o DSC fornece a temperatura de cada um dos picos endotérmicos e exotérmicos (T_{flux}) e o fluxo de energia (dE_{flux}/dM). Dessa forma, a Tabela 2 resume tais parâmetros para as biomassas empregadas no presente estudo em atmosfera de ar sintético (80%N₂:20%O₂).

Tabela 2 - Resumo das principais características termoanalíticas para as podas urbanas, resíduos alimentares e *blends* em atmosfera oxidante de ar sintético

Amostras	Eventos	T _i (°C)	T _f (°C)	dM (%M)	T _{peak} (°C)	-dM _{peak} /dt (%/°C)	T _{flux} (°C)	dE _{flux} /dM (mW mg ⁻¹)
100%PU	1	25,00	136,86	8,24	55,86	0,10	70,86	0,33
	2	136,86	376,86	49,54	310,86	0,47	328,86	-6,95
	3	376,86	535,86	31,57	451,86	0,46	448,86	-15,75
	4	535,86	800,00	2,10	-	-	-	-
	Residual	-	-	8,55	-	-	-	-
75%PU:25%RA	1	25,00	132,46	8,00	60,46	0,11	69,46	0,34
	2	132,46	378,46	52,13	303,46	0,45	321,46	-6,83
	3	378,46	534,46	31,53	444,46	0,45	438,46	-16,94
	4	534,46	800,00	2,34	-	-	-	-
	Residual	-	-	6,00	-	-	-	-
50%PU:50%RA	1	25,00	130,97	8,77	58,97	0,10	67,97	0,34
	2	130,97	373,97	49,88	298,97	0,42	319,97	-6,18
	3	373,97	535,97	29,96	448,97	0,38	451,97	-15,43
	4	535,97	800,00	1,55	-	-	-	-
	Residual	-	-	9,84	-	-	-	-
25%PU:75%RA	1	25,00	130,51	8,77	58,51	0,10	64,51	0,27
	2	130,51	376,51	52,08	298,51	0,38	322,51	-5,96
	3	376,51	535,51	28,09	451,51	0,37	454,51	-16,41
	4	535,51	800,00	1,58	-	-	-	-
	Residual	-	-	9,48	-	-	-	-
100%RA	1	25,00	129,86	7,56	72,86	0,09	66,86	0,24
	2	129,86	369,86	53,10	285,86	0,40	324,86	-5,76
	3	369,86	534,86	30,11	450,86	0,36	456,86	-17,15
	4	534,86	800,00	1,28	-	-	-	-
	Residual	-	-	7,95	-	-	-	-

Fonte: Autoria Própria (2025).

A decomposição térmica dos principais componentes em materiais lignocelulósicos ocorre normalmente nas seguintes faixas de temperatura: celulose (315-400 °C), hemicelulose (220-315 °C) e lignina (160-900 °C). Porém, estas faixas podem variar de acordo com a taxa de aquecimento, transferência de calor, massa da amostra e tipo de biomassa (Anca-Couce *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2007).

Para o caso das amostras estudadas, em atmosfera de ar sintético, detectou-se quatro regiões de eventos térmicos: I) $\approx 25,00 - 132,13$ °C; II) $\approx 132,13 - 375,13$ °C; III) $\approx 375,13 - 535,21$ °C; e IV) $\approx 535,21 - 800,00$ °C (Figura 21a).

O primeiro estágio (I) está relacionado a liberação de umidade (evaporação), as cinco amostras apresentaram perdas de massa nessa etapa muito próximas – média de 8,27%, com as *blends* 50%PU:50%RA e 25%PU:75%RA, indicando as maiores porcentagens (8,77% para ambas), enquanto 100%RA, a menor (7,56%). A umidade da biomassa não apresenta valor energético durante um processo de termoconversão, contudo, com o aumento da quantidade dessa propriedade, a energia térmica requerida para o processamento da biomassa passa a ser mais elevada. Isso ocorre devido à característica endotérmica da desidratação (Rahimi *et al.*, 2022). Destarte, todas as biomassas expuseram baixos percentuais de umidade (inferiores a 9,00%), característica afim à encontrada na análise imediata.

O segundo estágio (II) refere-se à liberação e combustão de materiais voláteis, como os gases hidrogênio e oxigênio, hidrocarbonetos de cadeia curta e monóxido de carbono (Caillat e Vakkilainen, 2013). Os gases liberados passam por uma etapa de combustão. (Wei *et al.*, 2021). O pico na curva DTG (Figura 21b) indica que tal etapa ocorre na faixa de $\approx 132,13$ °C a $\approx 375,13$ °C, o qual está relacionado à degradação de hemicelulose, celulose (holocelulose) e parte da lignina (Hu *et al.*, 2020). As amostras puras e as misturas de PU e RA mostraram uma média de 51,40% de compostos liberados neste estágio. Destaca-se o maior valor encontrado para 100%RA (53,10%) e o menor para 100%PU (49,54%). Esse evento tem uma perda de massa acentuada (máxima taxa de perda de massa), com um pico abrupto na curva DTG (aumento de perda de massa por unidade de temperatura).

O terceiro estágio (III) corresponde à decomposição térmica da lignina residual, que libera gases sujeitos à combustão homogênea. Além disso, ocorre a combustão heterogênea do carbono fixo presente na biomassa (Protásio *et al.*, 2017). Essa etapa teve início a uma temperatura média de aproximadamente 375,13 °C e finalizou em 535,21 °C. Nessa fase, houve uma perda de massa média próxima de 30,25%, sendo os percentuais extremos (maior e menor, respectivamente) iguais a 31,57% (100%PU), e 28,09% (25%PU:75%RA).

O último evento térmico sofrido por essas amostras (IV) pode corresponder a decomposição parcial das substâncias inorgânicas e/ou metálicas presentes na biomassa, ou ainda a devolatilização da lignina restante no sistema (com posterior combustão dos gases formados e do carbono fixo), uma vez que esta estrutura citada por último, devido à elevada estabilidade térmica, pode se degradar até cerca de 800 °C (Hu *et al.*, 2020; Zong *et al.*, 2020). Nas amostras em estudo, a temperatura relacionada à perda de massa desse composto iniciou

em média a 535,21 °C. A maior redução foi para a amostra de 75%PU:25%RA ($\approx 2,34\%$) e a menor para 100%RA ($\approx 1,28\%$).

A massa de amostra residual – o *plateau* formado no último estágio – é a quantidade de cinzas da matéria que não reagiu (material inorgânico). Estas cinzas tiveram valores médios iguais a 8,55; 6,00; 9,84; 9,48 e 7,95% (100%PU, 75%PU:25%RA, 50%PU:50%RA, 25%PU:75%RA e 100%RA, em ordem direta). Como destacado anteriormente, as cinzas são prejudiciais para a eficiência no processo de termoconversão, pois afetam a transferência de calor e massa (Silva *et al.*, 2021a).

Do exposto, verificou-se que 75%PU:25%RA exibiu maiores quantidades de matérias voláteis e carbono fixo (soma das perdas de massa dos segundo e terceiro estágios), seguido de 100%RA, 100%PU, 25%PU:75%RA e 50%PU:50%RA (83,66; 83,21; 81,11; 80,17 e 79,84%, respectivamente). Em relação a umidade e quantidade de cinzas, que são prejudiciais à combustão, tem-se que 50%PU:50%RA mostrou a maior soma de ambos os percentuais ($\approx 18,21\%$). Em sequência, identificou-se 25%PU:75%RA, 100%PU, 100%RA e 75%PU:25%RA, com 18,25; 16,79; 15,51 e 14,00%, nessa ordem. Logo, concluiu-se que a proporção de 75% de podas urbanas expressou melhores condições para o processo de combustão (maiores quantidades de materiais e carbono fixo, e baixa quantidade de massa residual após a queima).

Em relação a curva DTG (Figura 21b), o primeiro pico, desidratação da biomassa, foi mais intenso para 75%PU:25%RA, com uma taxa de perda de massa média da ordem de $-0,11\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$, na temperatura de 60,46 °C e menos intenso para 100%RA ($-0,09\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$, em 72,86 °C). No segundo pico, 100%PU apresentou a redução de massa mais incidente, chegando a $-0,47\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ (310,86 °C), enquanto 25%PU:75%RA ($-0,38\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ a 298,51 °C) foi a mais leve. O terceiro pico resultou nos seguintes extremos (menor e maior taxas de redução de massa, respectivamente), isto é, 100%PU ($-0,46\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$, 451,86 °C) e 100%RA ($-0,36\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ a 450,86 °C).

As curvas DSC (Figura 21c) indicaram que houve um pico endotérmico em $\approx 67,93$ °C, que está ligado a remoção da umidade das amostras. Picos exotérmicos podem ser visualizados em $\approx 323,53$ °C e $\approx 450,13$ °C, relacionados a degradação de materiais voláteis e formação de cinzas. A Tabela 2 exhibe os valores da variação de energia (dE_{flux}/dM) para cada um dos picos.

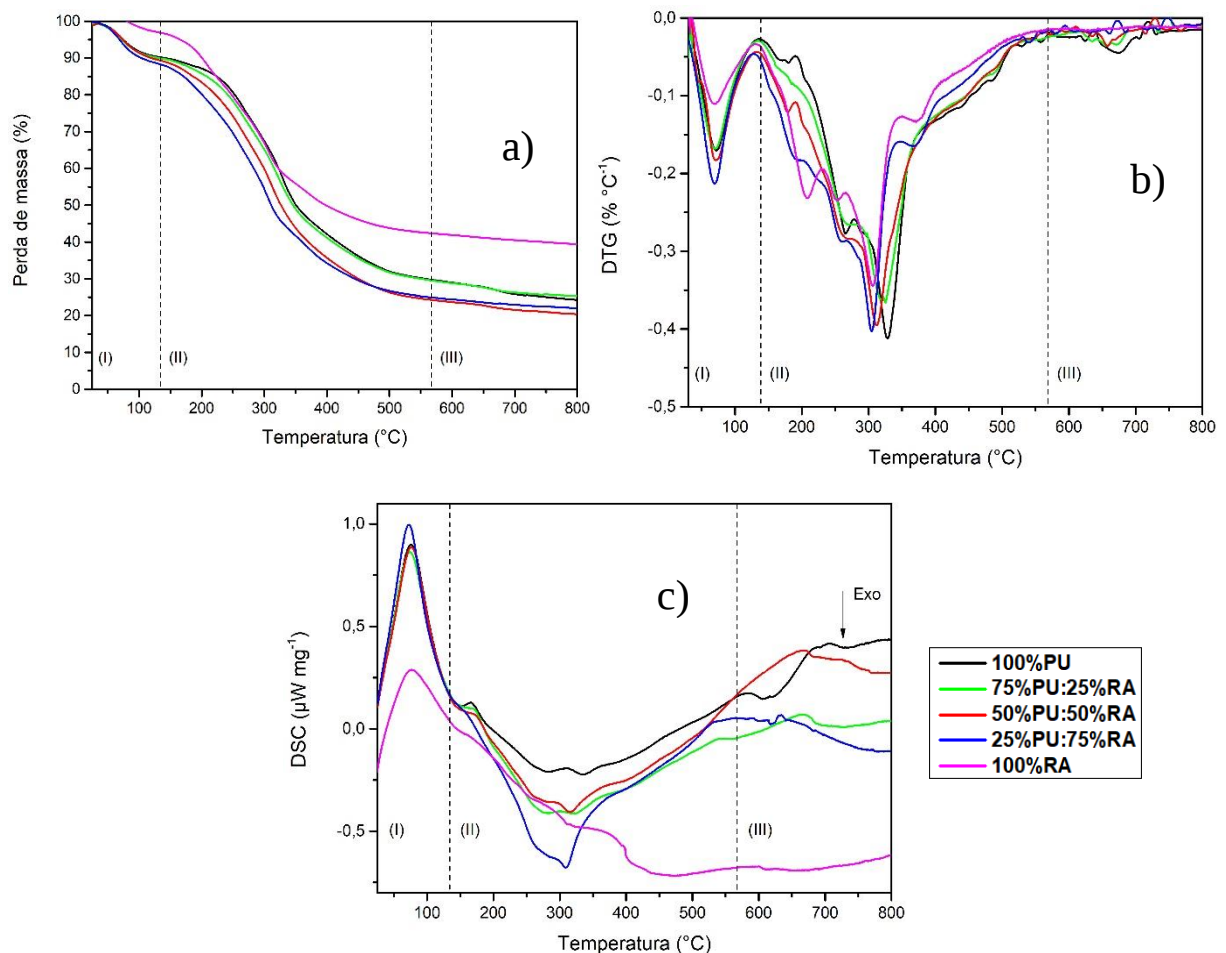
Os perfis termogravimétricos em atmosfera de ar sintético se assemelham aos encontrados por Wei *et al.* (2021), o qual estudou os restos alimentícios coletados na província de Zhejiang, China. Os autores desse trabalho também encontraram quatro estágios de

decomposição térmica. Com o primeiro (evaporação da umidade) ocorrendo até $\approx 150,0$ °C, o segundo (decomposição da hemicelulose) até $436,0$ °C, o terceiro (decomposição da lignina residual) até $610,0$ °C e a formação de carbono fixo por volta de $900,0$ °C.

Destaca-se também, em similaridades, os perfis das curvas TG/DTG encontrados por Hu *et al.* (2020) acerca das folhas e galhos de bambu retirados da província de Henan, China. Os autores identificaram os estágios de decomposição térmica para ambas as biomassas citadas previamente nas seguintes faixas de temperatura: I ($\approx 200,0$ °C), II ($200,0 - 365,0$ °C), III ($365,0 - 510,0$ °C) e IV (até $970,0$ °C).

De forma análoga a Figura 21 (a-c), as curvas de análise térmica (Termogravimetria, Derivada Termogravimétrica e Calorimetria Diferencial Exploratória) para a pirólise, em atmosfera inerte de argônio 5.0, são as expostas pela Figura 22 (a-c).

Figura 22 - Curvas: a) TG, b) DTG e c) DSC para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e blends em atmosfera de argônio 5.0 (inerte)



Fonte: Autoria Própria (2025).

A Tabela 3, por sua vez, exibe os principais parâmetros retirados das três curvas de análise térmica para cada um dos eventos térmicos identificados nas biomassas e *blends* estudadas neste trabalho.

Tabela 3 - Resumo das principais características termoanalíticas para as podas urbanas, resíduos alimentares e *blends* em atmosfera inerte de argônio 5.0

Amostras	Eventos	T _i (°C)	T _f (°C)	dM (%M)	T _{peak} (°C)	-dM _{peak} /dt (%/°C)	T _{flux} (°C)	dE _{flux} /dM (μV mg ⁻¹)
100%PU	1	20,30	136,30	9,84	71,80	0,17	76,30	0,90
	2	136,30	565,80	60,43	328,30	0,41	335,30	-0,22
	3	565,80	798,30	5,46	674,30	0,04	-	-
	Residual	-	-	24,27	-	-	-	-
75%PU:25%RA	1	22,49	135,49	10,10	69,49	0,17	74,49	0,86
	2	135,49	565,99	60,33	325,99	0,36	282,99	0,41
	3	565,99	798,49	4,27	657,99	0,04	-	-
	Residual	-	-	25,30	-	-	-	-
50%PU:50%RA	1	20,17	132,67	10,61	72,17	0,18	77,17	0,89
	2	132,67	563,17	65,03	311,67	0,40	315,67	0,41
	3	563,17	798,17	3,96	657,67	0,04	-	-
	Residual	-	-	20,40	-	-	-	-
25%PU:75%RA	1	21,33	127,83	11,40	69,33	0,21	73,33	1,00
	2	127,83	570,83	63,66	303,83	0,40	309,33	0,68
	3	570,83	798,33	2,92	-	-	-	-
	Residual	-	-	22,02	-	-	-	-
100%RA	1	81,00	131,50	3,02	69,50	0,11	75,50	0,29
	2	131,50	571,00	54,68	306,00	-	-	-
	3	571,00	798,00	2,90	-	-	-	-
	Residual	-	-	39,40	-	-	-	-

Fonte: Autoria Própria (2025).

As amostras ensaiadas em atmosfera inerte (argônio 5.0) passaram pelo processo de pirólise lenta, uma vez que a taxa de aquecimento foi relativamente baixa, isto é, 10,0 °C min⁻¹ (Mahinpey *et al.*, 2024), dessa maneira, ocorre o favorecimento na formação do *biochar*. O processo de decomposição apresentou três eventos térmicos (Figuras 22 a e b, e Tabela 3), com perda de umidade até ≈ 132,76 °C (Elkhalifa *et al.*, 2022). Posteriormente, ocorreu a devolatilização de hemicelulose, celulose e parte da lignina, com liberação de materiais voláteis até ≈ 567,36 °C (Reza *et al.*, 2019). Ressalta-se que nesta etapa incide a liberação de materiais voláteis mais resistentes (denominados de alcatrão), que são moléculas maiores que podem ser condensadas na temperatura ambiente (Caillat e Vakkilainen, 2013). No último estágio, tem-se a estabilização do processo de pirólise com uma pequena variação de massa, observada por meio da curva TG ocasionada pela devolatilização de compostos mais resistentes presentes na lignina. A massa final remanescente, identificada pelo *plateau*, corresponde ao *biochar* (mistura

de carbono fixo com algumas substâncias inorgânicas) e ao bio-óleo (em menor quantidade) (Elkhalifa *et al.*, 2022).

Em relação ao montante de resíduos produzido no processo de pirólise, lista-se em ordem decrescente de massa residual as seguintes biomassas: 100%RA (39,40%), 75%PU:25%RA (25,30%), 100%PU (24,27%), 25%PU:75%RA (22,02%) e 50%PU:50%RA (20,40%). Por conseguinte, a amostra pura de resíduos alimentares foi considerada a mais adequada para o processamento por pirólise lenta, visando a produção de *biochar*. Para a formação de *syngas*, a partir da pirólise, a ordem foi inversa a escrita previamente; logo, 50%PU:50%RA exibiu as melhores condições, ou seja, uma maior concentração de materiais voláteis.

O percentual de massa residual encontrado para a amostra de resíduos alimentares foi semelhante aos valores para amostras de tomate (*Solanum lycopersicum*), pepino (*Cucumis sativus*) e cenoura (*Daucus carota*) investigados por Elkhalifa *et al.* (2022), identificando valores iguais a 39,81%; 39,02% e 41,43%, respectivamente. Reza *et al.* (2019) analisaram a planta *Acacia holosericea* e detectaram a presença de 25,81% de resíduos (em pirólise lenta, com taxa de aquecimento de 10 °C/min), porcentagem muito próxima da amostra de 100%PU, isto é, 24,27%.

Foi possível identificar pela curva DTG (Figura 22b) que ocorreu dois picos mais intensos (primeiro e segundo estágios), diferenciando-se do resultado encontrado para atmosfera de ar sintético (que possui um terceiro pico evidenciado). Essa característica está conectada a ausência de combustão de materiais voláteis e carbono fixo na pirólise, uma vez que não existe oxigênio na atmosfera do sistema para tal processamento (Fang *et al.*, 2006). Para o primeiro pico, verificou-se que 25%PU:75%RA foi o mais acentuado $-0,41\% \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$ e menos intenso para 100%RA ($-0,11\% \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$). No entanto, o segundo pico apresentou uma maior intensidade para 100%PU ($-0,41\% \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$) e menor para 100%RA ($-0,34\% \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$).

A curva DSC (Figura 22c) exibiu o evento endotérmico (evaporação da umidade, localizado na primeira etapa), com pico em $\approx 75,34 \text{ }^{\circ}\text{C}$. As demais regiões não apresentam picos evidentes, já que os processos de pirólise e de formação de *biochar* envolvem múltiplas reações endotérmicas e exotérmicas (Faleeva *et al.*, 2018).

5.5 DENSIDADES APARENTE E ENERGÉTICA

As densidades aparentes e energéticas das biomassas estão expostas na Tabela 4.

Tabela 4 - Densidades aparente e energética para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas *blends*

Biomassas	Densidade aparente (kg m ⁻³)	Densidade energética (GJ m ⁻³)
100%PU	318,11±0,68	4,96
75%PU:25%RA	299,90±30,56	4,59
50%PU:50%RA	425,60±6,37	6,25
25%PU:75%RA	546,42±6,26	7,98
100%RA	632,98±32,41	8,98

Fonte: Autoria Própria (2025).

Os valores de densidade aparente expuseram extremos (mínimo e máximo) de 318,11 e 632,98 kg m⁻³, que correspondem a 100%PU e 100%RA, respectivamente. As misturas, mostraram valores intermediários de acordo com a proporção para cada biomassa, com exceção de 75%PU:25%RA (expôs valor abaixo da amostra de 100%PU). Pontua-se que a densidade aparente é incrementada à medida que a quantidade de resíduos alimentares é aumentada. Esta característica é de suma importância, já que maiores densidades implicam em uma superior capacidade de armazenamento de energia por unidade de volume (densidade energética), como pode ser analisado pela Equação 19, na qual as duas propriedades são diretamente proporcionais.

Realizando a análise estatística para as densidades aparentes, encontra-se que o *p-value* é superior a 0,05 para todos os grupos (100%PU, 75%PU:25%RA, 50%PU:50%RA, 25%PU:75%RA e 100%RA) no teste de *Shapiro-Wilk*. Assim, pode-se aplicar o teste ANOVA. O resultado encontrado para este último foi um *p-value* muito baixo (0,00), indicando diferenças significativas entre os grupos.

As amostras com maiores quantidades de podas urbanas (100%PU e 75%PU:25%RA) apresentaram menores valores de densidade energética (4,96 e 4,59 GJ m⁻³, respectivamente) quando comparadas com as outras biomassas, enquanto, as amostras com maiores quantidades de RA exibiram melhores valores de densidade energética. Por sua vez, todas as amostras expuseram densidades energéticas mais elevadas que do sabugo de milho coletado no Estado do Pará (Costa *et al.*, 2023), cuja densidade energética desta amostra resultou em um valor igual a 2,40 GJ m⁻³. Quando comparadas com as amostras de podas urbanas, bagaço de cana e casca

de eucalipto coletadas na cidade de Recife (que encontraram valores respectivos de 2,63, 1,62 e 3,36 GJ m⁻³), as podas urbanas, os resíduos alimentares e *blends* também detectaram densidades energéticas mais elevadas (Ferreira *et al.*, 2024).

Este potencial energético pode ser fomentado por meio de processos de compactação e extração, ou produção de biocombustíveis com alta densidade energética. Esta propriedade é fundamental quando o assunto é a logística de transporte e armazenamento, visto que biocombustíveis precisam ocupar menores espaços e apresentarem um elevado poder calorífico (Cremonez *et al.*, 2015).

A Tabela 5 indica quantos litros de combustível fóssil equivalem 1 m³ da biomassa (em termos de poder calorífico). Observou-se que, à medida que a proporção de resíduos alimentares aumentou nas misturas, a equivalência em volume de combustíveis fósseis também cresceu (com exceção de 75%PU:25%RA). Por exemplo, a mistura de 100%PU exibiu uma equivalência de 133,95 L de petróleo por m³ de biomassa, enquanto a composição de 100%RA atingiu 242,51 L m⁻³. Essa tendência é consistente para todos os combustíveis analisados, e está de acordo com o que foi encontrado na análise de densidade energética das biomassas.

Tabela 5 - Equivalência em volume de combustível fóssil para as biomassas de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas *blends*

Biomassas	Equivalência em volume de combustível fóssil (L m ⁻³)			
	Petróleo	Diesel	Óleo combustível	Gasolina
100%PU	133,95	136,75	124,22	152,05
75%PU:25%RA	123,95	126,55	114,95	140,71
50%PU:50%RA	168,78	172,32	156,52	191,60
25%PU:75%RA	215,50	220,02	199,85	244,64
100%RA	242,51	247,59	224,89	275,29

Fonte: Autoria Própria (2025).

Os resultados para todas as biomassas são superiores aos estudados por Protásio *et al.* (2013) para cascas de arroz, resíduos de café, bagaço de cana, resíduos de milho e bambu. Porém, 100%PU, 75%PU:25%RA e 50%PU:50%RA apresentaram valores abaixo dos encontrados por Alves *et al.* (2020) para cascas de jaca (*Artocarpus heterophyllus*). E somente a amostra de 100%RA (242,51 L m⁻³) superou a equivalência aos combustíveis fósseis das sementes da jaca estudadas pelo mesmo autor. Para fins comparativos, os dados dos trabalhos citados estão colocados na Tabela 6.

Tabela 6 - Dados referentes à equivalência em volume de combustível fóssil para diversas biomassas consolidadas na literatura

Biomassas	Equivalência em volume de combustível fóssil (L m ⁻³)			
	Petróleo	Diesel	Óleo combustível	Gasolina
Cascas de arroz*	91,7	93,6	85,1	104,1
Resíduos de café*	119,1	121,6	110,4	135,2
Bagaço de cana*	48,6	49,6	45,1	55,2
Resíduos de milho*	77,0	78,6	71,4	87,4
Resíduos de bambu*	74,9	76,5	69,5	85,1
Casca de jaca**	177,4	181,1	164,5	201,3
Sementes de jaca**	234,2	239,1	217,1	265,8

Fonte: *Protásio *et al.* (2013); **Alves *et al.* (2020).

5.6 FÓRMULA MÍNIMA MOLECULAR, MASSA DE AR REQUERIDA PELA COMBUSTÃO E ESPECIFICAÇÃO DOS GASES EMITIDOS NA COMBUSTÃO

Os resultados da fórmula mínima molecular e da massa de ar necessária estão expostos na Tabela 7. Os resultados obtidos são para um processo de combustão, considerando que todo o nitrogênio e carbono presentes no material serão oxidados em NO e CO₂, respectivamente.

Tabela 7 - Fórmula mínima molecular e massa de ar para as amostras puras de podas urbanas, resíduos alimentares e *blends*

Biomassas	Fórmula molecular mínima	x	y	Massa de ar (g/100 g de biomassa)
100%PU	$C_{3,78}H_{5,96}O_{2,60}N_{0,51}$	4,22	15,88	580,06
75%PU:25%RA	$C_{3,76}H_{5,93}O_{2,57}N_{0,55}$	4,23	15,91	580,96
50%PU:50%RA	$C_{3,69}H_{5,89}O_{2,54}N_{0,65}$	4,22	15,85	578,91
25%PU:75%RA	$C_{3,71}H_{5,87}O_{2,54}N_{0,64}$	4,22	15,88	579,85
100%RA	$C_{3,68}H_{5,87}O_{2,53}N_{0,67}$	4,22	15,85	578,94

Fonte: Autoria Própria (2025).

Observou-se que a massa de ar necessária para o processo de queima do combustível sólido é proporcional a quantidade de carbono presente em cada amostra, em que, as duas amostras com maiores proporções de podas urbanas, 100%PU (580,06 g de ar/ 100,00 g de biomassa) e 75%PU:25%RA (580,96 g de ar/ 100,00 g de biomassa), exigem valores superiores

de massa de ar, enquanto maiores porcentagens de resíduos alimentares, necessitam de menos (Tabela 7). Entretanto, pelo teste ANOVA foi obtido um *p-value* igual a 0,14 para esta variável, não havendo diferenças significativas entre os cinco tipos de amostras.

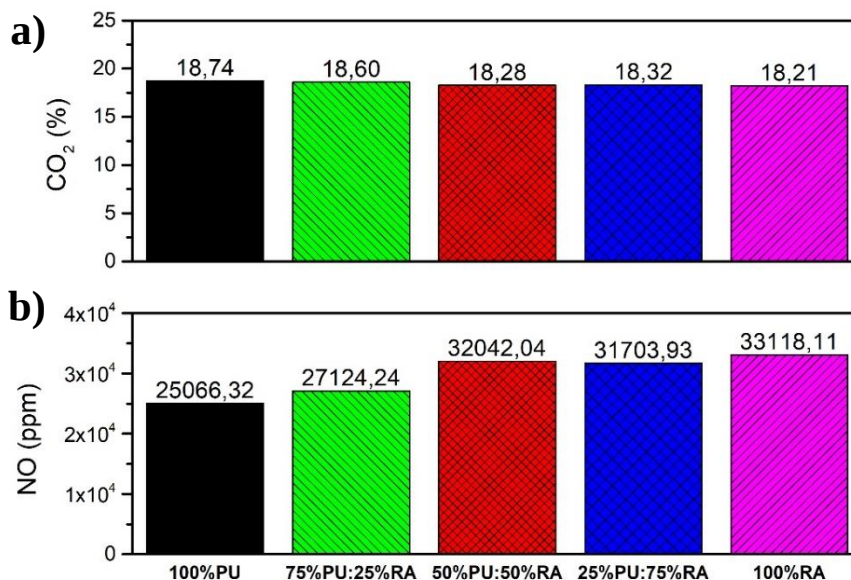
A massa de ar requerida, para todas as biomassas deste estudo, está acima dos resultados calculados por Monroe *et al.* (2024), o qual encontrou uma razão de 448,92 e 296,55 g de ar para 100,00 g de cascas de coco verde e escamas de peixes, respectivamente. Não obstante, todas as biomassas requereram menos ar para a combustão do que a serragem de pinus (582,00 para 100,00 g) e sementes de tucumã (652,00 para 100,00 g), estudadas por Cruz (2015).

A composição das amostras não incluiu o elemento enxofre, de acordo com o resultado da Espectroscopia de Energia Dispersiva, logo, é coerente afirmar que não existirá geração de óxidos de enxofre (SO₂). Por outro lado, CO₂ e NO são formados, como indicado na Figura 23. Os resultados para a quantidade gerada de ambos os gases apresentaram diferenças significativas entre os tipos de amostras com *p-values* iguais a 0,00 (ANOVA). CO₂ expôs uma variação de 18,21% (100%RA) a 18,74% (100%PU). As *blends* exibiram valores de 18,60%, 18,28% e 18,32% para 75%PU:25%RA, 50%PU:50%RA e 25%PU:75%RA, em ordem direta. Destaca-se que esses valores estão ligados a um processo de combustão completa. Assim, as biomassas contendo 100%RA e 50%PU:50%RA se sobressaíram positivamente no que se refere as condições ambientais, com menor emissão deste gás que influencia no efeito estufa. Comparando com a literatura, verificou-se que todas as biomassas expuseram emissões de dióxido de carbono (CO₂) abaixo das encontradas para as cascas de coco verde (22,43%) e para escamas de peixes (20,70%), estudadas por Monroe *et al.* (2024), e para a serragem de pinus (19,60%), bagaço de cana (20,10%) e cascas de arroz (20,40%) (Cruz, 2015).

O monóxido de nitrogênio (NO) teve uma maior concentração encontrada para 100%RA (33118,11 ppm) e menor para 100%PU (25066,32 ppm). Para as misturas, 75%PU:25%RA apresentou uma menor emissão (27124,24 ppm) desse poluente. Desse modo, em relação a geração de NO, as biomassas com melhores condições são as podas urbanas puras e a contendo 75% destas. Todas as biomassas tiveram geração de NO maiores que as cascas de coco verde (3543,00 ppm), mas menores que as escamas de peixes (76233,00 ppm) (Monroe *et al.*, 2024). Tais apontamentos estão de acordo com o que é descrito na literatura, uma vez que as escamas de peixe são fontes ricas em nitrogênio orgânico e proteínas (Harikrishna *et al.*, 2017). Já a casca de coco verde tem, de acordo com dados da literatura, percentuais de nitrogênio inferiores aos encontrados pelas amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e

blends do presente trabalho, expondo valores de 0,48%, 1,98% e 0,79% nos estudos de Preeti *et al.* (2024), Borel *et al.* (2020) e Monroe *et al.* (2024).

Figura 23 - Emissões dos poluentes atmosféricos: a) CO₂ [%] e b) NO [ppm] para as biomassas puras e *blends*

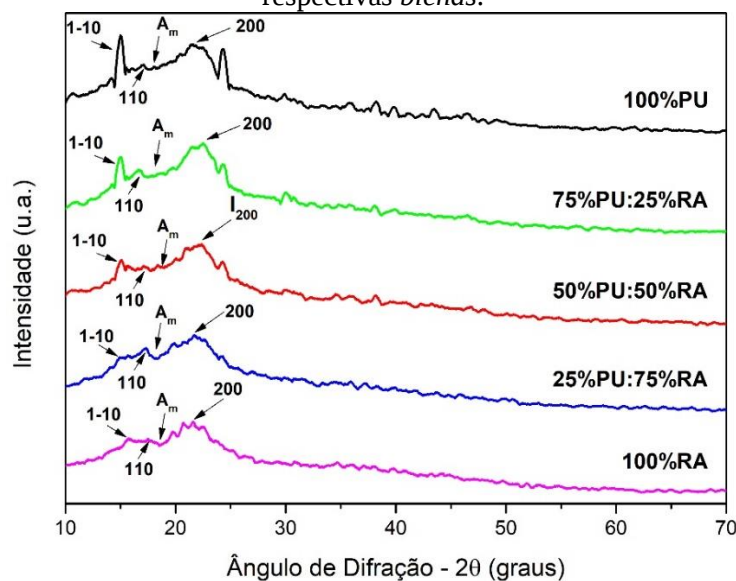


Fonte: Autoria Própria (2025).

5.7 DIFRAÇÃO DE RAIOS-X (DRX)

A Figura 24 exibe os difratogramas de raios-X para cada uma das amostras puras e as respectivas misturas.

Figura 24 - Difratogramas de Raios-X para as biomassas de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas *blends*.



Fonte: Autoria Própria (2025).

A partir da difração de raios-X (Figura 24) para as amostras puras (100%PU e 100%RA) e as respectivas *blends*, os índices de cristalinidade foram calculados (Equação 28). Os picos da região cristalina variaram de 21,38° a 22,53°, enquanto, as regiões amorfas foram detectadas na faixa de 17,44° a 18,69°, para 2θ , como mostrado na Tabela 8.

Tabela 8 – Índice de Cristalinidade (%IC), Ângulo de Difração (2θ) e Espaçamentos Interplanares (d) dos picos cristalinos e região amorfa identificados para as biomassas de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas *blends*

Amostra	IC (%)	$2\theta_{1-10}$ (°)	d_{1-10} (Å)	$2\theta_{110}$ (°)	d_{110} (Å)	$2\theta_{200}$ (°)	d_{200} (Å)	$2\theta_{Am}$ (°)
100%PU	39,09	14,99	5,91	16,54	5,36	22,06	4,03	17,83
75%PU:25%RA	32,49	14,96	5,92	16,68	5,31	22,28	3,99	17,44
50%PU:50%RA	32,40	15,01	5,90	15,68	5,65	22,39	3,97	17,68
25%PU:75%RA	28,91	15,35	5,77	17,13	5,17	21,91	4,05	18,20
100%RA	29,30	15,85	5,59	17,53	5,06	21,49	4,13	18,69

Fonte: Autoria Própria (2025).

O índice de cristalinidade para a amostra pura de podas urbanas resultou em um valor igual a 39,09%, que foi superior ao encontrado por Silva *et al.* (2021a), descrevendo uma diferença percentual de 14,09%. Essa amostra apresentou muitas estruturas amorfas, o que significa que há uma baixa quantidade de estruturas cristalinas da celulose (Wang *et al.*, 2017).

Para a amostra de resíduos alimentares puros, o %IC evidenciou um percentual menor, ou seja, 29,30%, exibindo grandes quantidades de estruturas amorfas em comparação com as cristalinas. Os resíduos alimentícios de um restaurante nos Estados Unidos, estudados por Garnett *et al.* (2024), apontaram um %IC da ordem de 16,00%, logo, tem uma diferença percentual de 13,30% com os valores do presente estudo. As misturas (75%PU:25%RA, 50%PU:50%RA e 25%PU:75%RA) também indicaram baixos valores de cristalinidade, 32,49%, 32,40% e 28,91%, respectivamente.

As amostras expuseram ainda percentuais abaixo dos encontrados para cascas de arroz coletadas nos Estados do Rio Grande do Sul (57,00%), bambu e serragem de São Paulo (44,00% e 55,00%, respectivamente), fibras de coco colhidas da Bahia (40,00%) e resíduos de banana obtidos de diversas partes do Brasil (50,00% para caules e 44,00% para talos) (Rambo *et al.*, 2015).

Uma possível explicação para o baixo índice de cristalinidade dos materiais é o pré-tratamento destas por meio de um processo de moagem (responsável pelo craqueamento das estruturas cristalinas) (Hu *et al.*, 2020). Em geral, todas as amostras foram identificadas com baixo %IC. Tal característica favorece os processos térmicos, posto que substâncias consideravelmente amorfas apresentam uma maior reatividade e estabilidade térmica nesses procedimentos, quando comparadas às substâncias majoritariamente cristalinas (Xu *et al.*, 2013).

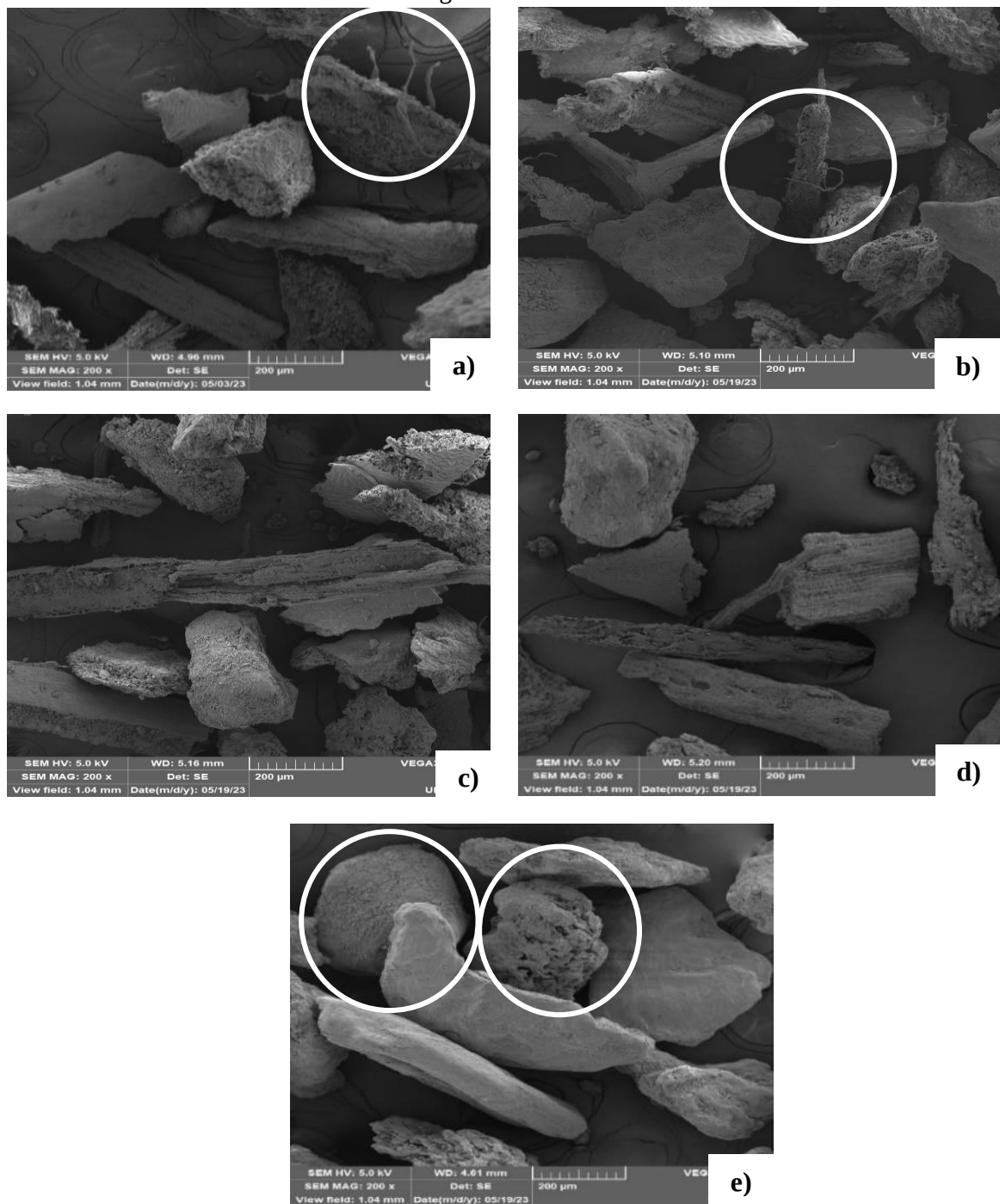
Os picos identificados pelos difratogramas apontam para a presença dos planos cristalográficos 1-10 ($2\theta \approx 15^\circ$), 110 ($2\theta \approx 16^\circ$) e 200 ($2\theta \approx 22^\circ$) (Tabela 8). Estes estão associados a estrutura da celulose (Costa *et al.*, 2013). Os ângulos de difração dos planos estão próximos aos descritos por Costa *et al.* (2013), que encontrou valores de $14,7^\circ$, $16,8^\circ$ e $22,7^\circ$ para 1-10, 110 e 200, respectivamente. Os espaçamentos interplanares confirmam tal colocação, uma vez que são similares aos encontrados por Cui *et al.* (2014), sendo os valores de d iguais a 5,45, 5,45 e 3,98 Å para 1-10, 110 e 200, nesta ordem. A contribuição amorfa da celulose (A_m) presente na biomassa é identificada no ângulo de difração de $\approx 18^\circ$, que está de acordo com a faixa descrita na literatura ($18^\circ \leq 2\theta \leq 19^\circ$) (Rambo *et al.*, 2015)

Outros picos podem ser observados ao longo do difratograma, os quais, segundo Rambo *et al.* (2015), podem estar associados com contaminações das substâncias inorgânicas presentes nas biomassas.

5.8 MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (imagens MEV)

Por meio das imagens de MEV, foi possível obter a caracterização morfológica e superficial das amostras puras (100%PU e 100%RA) e das *blends* (75%PU:25%RA; 50%PU:50%RA e 25%PU:75%RA). Para isso, foram utilizadas imagens com diferentes ampliações, facilitando a visualização das características estruturais das biomassas (Figura 25).

Figura 25 - Micrográficos de MEV para as amostras de: (a) 100%PU, (b) 75%PU:25%RA, (c) 50%PU:50%RA, (d) 25%PU:75%RA e (e) 100%RA. Todas as imagens apresentadas estão com uma magnitude de 200x



Fonte: Autoria Própria (2025).

A amostra 100%PU apresentou um alto nível de desordem estrutural e fragmentação, além de mostrar algumas fibras do material (Figura 25a), possivelmente também extraídas das gramíneas. Tais aspectos também foram detectados por Silva *et al.* (2021a) para amostras de podas urbanas. Nesse sentido, a irregularidade estrutural pode ser explicada pelo processo de trituração, ocorrido na etapa de preparação das amostras (Cruz *et al.*, 2018).

A biomassa de 100%RA (Figura 25e) indicou uma superfície mais compacta e irregular, com algumas partículas globulares apresentando ranhuras. Particularidades semelhantes também foram observadas por Yadav *et al.* (2016), acerca de resíduos alimentares obtidos na cantina do Instituto Indiano de Tecnologia de *Guwahati*. Os autores afirmaram que as ranhuras apresentadas na superfície têm a função de facilitar o processo de digestão enzimática das substâncias lignocelulósicas durante a digestão anaeróbia (Yadav *et al.*, 2016).

De tal modo que como nas amostras puras, superfícies desordenadas e partículas fragmentadas também foram identificadas nas misturas (Figura 25 b-d), sendo consequências do processo de redução do tamanho de partículas e/ou contornos de grãos. Regiões com fibras semelhantes a *nanowhiskers* de celulose também foram identificadas na amostra com elevadas proporções de podas urbanas, isto é, 75%PU:25%RA (Figura 25b).

5.9 ESPECTROSCOPIA DE ENERGIA DISPERSIVA (EED)

A Tabela 9 apresenta as composições dos principais elementos presentes nas biomassas e obtidas por meio da Espectroscopia de Energia Dispersiva (EED).

Tabela 9 - Composições das biomassas (resíduos alimentares, podas urbanas e as respectivas *blends*) obtidas por meio da Espectroscopia de Energia Dispersiva (EED)

Elementos (%)	100%PU	75%PU:25 %RA	50%PU:50 %RA	25%PU:75 %RA	100%RA
Carbono (C)	61,2±1,4	57,0±1,1	67,7±2,4	55,2±1,2	56,0±1,6
Oxigênio (O)	34,8±1,4	41,2±1,1	27,7±2,1	39,9±1,2	39,3±1,5
Potássio (K)	1,7±0,2	1,2±0,1	1,3±0,3	3,9±0,2	3,9±0,3
Cálcio (Ca)	1,2±0,2	0,6±0,1	3,3±0,4	n.d.	n.d.
Cloro (Cl)	1,1±0,1	n.d.	n.d.	1,0±0,1	0,8±0,2

n.d.: não detectado ou abaixo do limite de detecção do equipamento. Fonte: Autoria Própria (2025).

A partir da EED (Tabela 9), identificou-se a presença majoritária dos elementos carbono e oxigênio em todas as amostras, comprovando os resultados da análise elementar, mas apresentando pequenas divergências entre as duas análises. Enquanto, o percentual de carbono tem uma média de 44,7% para as cinco amostras na análise elementar, o EED exibiu 59,5%. Do mesmo modo, o oxigênio expôs médias iguais a 40,9% (AE) e 36,6% (EED).

Estas diferenças podem ter sido causadas pelas quantidades de hidrogênio e nitrogênio que não foram detectadas pela EED, mas foram quantificadas na análise elementar. Para o

hidrogênio, isso ocorre, pois, a técnica se baseia na detecção dos raios-X característicos emitidos pelos átomos quando são excitados por um feixe de elétrons (Gazulla *et al.*, 2013). Como o H tem um número atômico muito baixo, possuindo somente um elétron, não há transições internas suficientemente energéticas para produzir raios-X detectáveis (Gazulla *et al.*, 2013). O nitrogênio (número atômico igual a 7) também gera uma resposta muito fraca que não é percebida pela maioria dos detectores de feixe de elétrons (Wolfgong, 2016). Além disso, salienta-se que, apesar de serem quantificados, os percentuais para o carbono e o oxigênio não apresentam confiabilidade neste método, uma vez que os números atômicos são baixos e iguais a 6 e 8, respectivamente (Gazulla *et al.*, 2013).

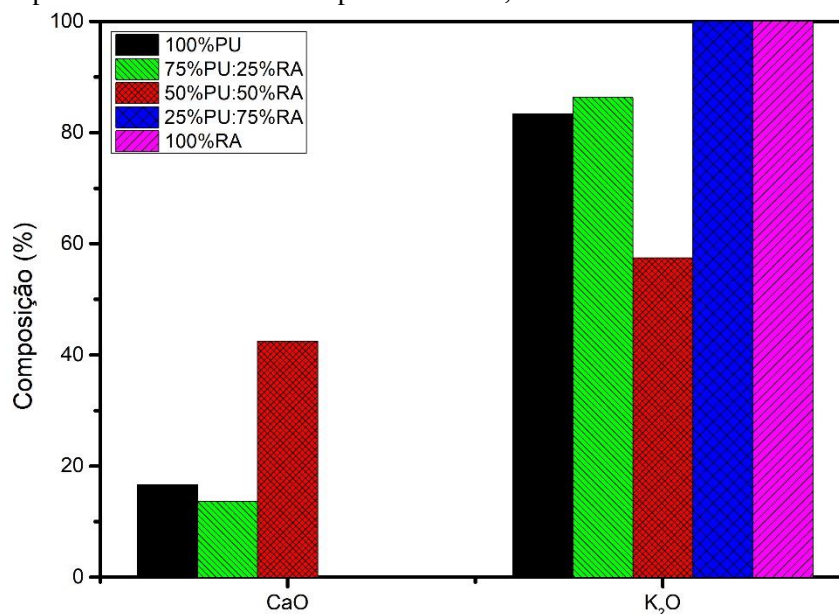
Componentes químicos metálicos e inorgânicos também foram expostos na análise, estes que são os principais formadores de cinzas remanescentes em sistemas de termoconversão, potencializando processos como derretimento de cinzas, formação de escória e/ou corrosão em partes metálicas, além de causar problemas de transferência de calor e massa (Romero, 2022).

Traços de metais alcalinos e alcalinos terrosos (cálcio e potássio) foram identificados por meio desta análise, tais componentes são responsáveis pela formação de óxidos, hidróxidos e carbonatos, causadores de adversidades durante os processos de combustão e funcionamento das plantas termoquímicas (Cruz, 2015; Fernández *et al.*, 2012). O potássio (K) presente em todas as biomassas pode possibilitar a formação de sais com diferentes elementos (como o cloro, gerando o KCl), o que possibilita a ocorrência de corrosão e erosão em processos de conversão termoquímica, uma vez que o cloreto de potássio forma partículas que são transportadas e depositadas na superfície do equipamento (Meister *et al.*, 2024). As amostras de 50%PU:50%RA e 75%PU:75%RA exprimiram menores percentuais para este metal alcalino.

As amostras de 100%PU, 25%PU:75%RA e 100%RA apontaram a presença de cloro (Cl), elemento prejudicial para sistemas de conversão, dado que pode formar tanto KCl (cloreto de potássio), quanto HCl (ácido clorídrico), o último componente citado contribui fortemente para a corrosão dos equipamentos, e se liberado para a atmosfera pode acarretar na formação de chuva ácida, apesar de não apresentar um papel de destaque como HNO_3 e H_2SO_4 (Ren *et al.*, 2017). Não foi detectado conteúdo de enxofre (S) nas amostras, configurando-se como um ponto positivo para este estudo, uma vez que este componente pode causar a formação de SO_x , o qual é altamente prejudicial ao meio ambiente (Cruz *et al.*, 2021).

A partir da Equação 30, determinou-se as composições mássicas dos possíveis óxidos formados pela combustão das biomassas, a Figura 26 exhibe os resultados encontrados.

Figura 26 - Principais óxidos formados nas podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas *blends*



Fonte: Autoria Própria (2025).

Os principais óxidos que puderam ser quantificados são: CaO e K₂O. Não foi realizado o cálculo para o cloro, já que neste tipo de análise, comumente, não se representa óxidos para tal componente (Jacome, 2018). O óxido de cálcio (CaO) foi encontrado somente para podas urbanas *in natura* e nas *blends* contendo as maiores proporções, ou seja, 75% e 50% de PU. A ausência de cálcio nas amostras com maiores quantidades de resíduos alimentícios pode ter sido ocasionada pelo tempo significativamente menor que estas amostras ficaram expostas pelo cálcio advindo da poeira formada em ambientes urbanos (Skorbiłowicz e Skorbiłowicz, 2019), ou até mesmo pela composição dos solos nos quais as mesmas foram cultivadas (Jing *et al.*, 2024). Por sua vez, o óxido de potássio (K₂O) está contido em todos os materiais.

Quanto mais elevada for a fração de óxido de potássio (K₂O) no material, menor será o ponto de fusão das cinzas geradas pelo processo de termoconversão bioenergética. O que poderá causar a formação de escórias nas partes metálicas dos equipamentos e câmaras de combustão (Umar *et al.*, 2020). A temperatura de fusão deste composto fica em torno de 740 °C (Guder e Dalgic, 2017). A ordem crescente de porcentagem desse composto, em relação a todos os óxidos formados, para as amostras foram 50%PU:50%RA, 100%PU, 75%PU:25%RA, 25%PU:75%RA e 100%RA, com 57,5%, 83,4%, 86,3%, 100,0% e 100,0%, respectivamente.

O óxido de cálcio, eleva o ponto de fusão das cinzas, que para o respectivo composto é acima de 2526 °C (Horák *et al.*, 2019; Menescardi *et al.*, 2024). A amostra com 50% de podas urbanas apresenta a maior quantidade deste óxido (42,5%), seguida por 100% de podas urbanas

(16,6%) e 75% de podas urbanas (13,7%). Nas amostras de 100%RA e 25%PU:75%RA (maiores %RA) não foram detectadas frações de CaO.

Logo, 50%PU:50%RA provavelmente exporá uma maior temperatura de fusão das cinzas, uma vez que apresenta superior quantidade de óxidos de cálcio e a segunda menor quantidade de óxidos de potássio. As amostras ricas em resíduos alimentares (100%RA e 25%PU:75%RA) terão as menores temperaturas de fusão das cinzas, o que facilitará a geração de depósitos em equipamentos.

Apesar dos pontos colocados acerca dos metais alcalinos e alcalinos terrosos, estes podem ter características de catalisadores em processos de pirólise, uma vez que a presença de tais elementos diminui a formação de resíduos após a temperatura final do processo térmico ($\approx 1000\text{ }^{\circ}\text{C}$). Por exemplo, a utilização de óxidos de Mg, Ca, Ba, K e Na aumenta a taxa de decomposição do material orgânico, e pode reduzir o tempo de residência no processo de termoconversão (Xu *et al.*, 2014).

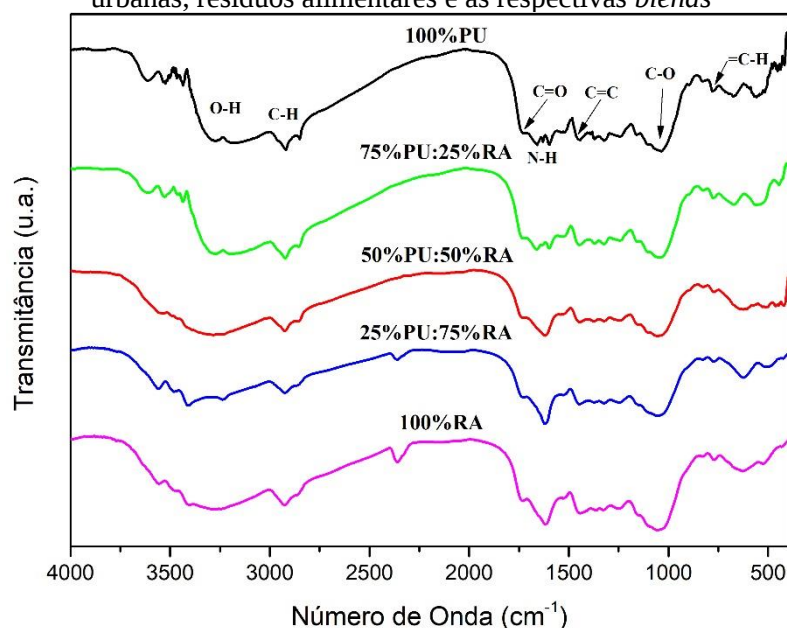
5.10 ESPECTROSCOPIA DE INFRAVERMELHO POR TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)

A Figura 27 exhibe os espectros de infravermelho por transformada de Fourier, pelo número de onda, para cada uma das amostras puras e as respectivas misturas.

A vibração de estiramento do grupo hidroxila (O-H) é relativa à água presente na biomassa, podendo ser identificada na faixa de $3200\text{--}3600\text{ cm}^{-1}$ para todas as amostras avaliadas (Da Silva *et al.*, 2023). Apesar de terem sido submetidas a uma etapa de secagem, as amostras puras e misturas ainda apresentaram umidade residual ou intrínseca, identificada a partir da análise imediata. Para além da água, este grupo aponta a presença de álcoois e ácidos carboxílicos, dessa forma, o grupo O-H assimila possivelmente a presença também de carboidratos presentes nas estruturas de celulose e hemicelulose (Bouaïk *et al.*, 2021; He *et al.*, 2022). Alcanos foram identificados na faixa de $2850\text{--}3000\text{ cm}^{-1}$, expostos pela vibração de estiramento da ligação C-H (Chintala *et al.*, 2017). A banda de transmitância dos grupos C=O indica o aparecimento de ácidos carboxílicos, ésteres, cetonas ou aldeídos, nas biomassas, na faixa de $1750\text{--}1719\text{ cm}^{-1}$, podendo estar associada a celulose e hemicelulose (Ellerbrock e Gerke, 2021; He *et al.*, 2022). Além disso, tal ligação pode implicar na liberação de gás CO_2 durante o processo de termoconversão (Naik *et al.*, 2017). As amidas e algumas proteínas contendo nitrogênio foram detectadas pela vibração N-H em $1550\text{--}1640\text{ cm}^{-1}$ (González *et al.*, 2020). Os grupos aromáticos associados aos compostos presentes na lignina são verificados por

vibrações de estiramento do grupo C=C entre 1400-1600 cm^{-1} (Wang *et al.*, 2017). A ligação C-O no intervalo 1050-1150 cm^{-1} exprime a presença do grupo alcóxi, que é um fragmento molecular relativo aos álcoois, logo, está relacionado à estrutura da lignina (Kumneadklang *et al.*, 2019). Os alcenos (pertencentes a parte orgânica das biomassas) são reconhecidos pela ligação =C-H entre 675-1000 cm^{-1} , que também estão contidos nas estruturas aromáticas da lignina (Ellerbrock e Gerke, 2021; Naik *et al.*, 2017).

Figura 27 - Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier para as amostras de podas urbanas, resíduos alimentares e as respectivas *blends*



Fonte: Autoria Própria (2025).

Comparando a intensidade de cada grupo funcional por amostra, constata-se que O-H é mais intenso para 100%PU e menos para 100%RA, o que sugere maior teor de umidade na primeira em contraste a segunda. As misturas exibiram comportamentos intermediários de acordo com a proporção de cada uma das duas biomassas estudadas. Esta característica está de acordo com o que foi discutido na análise imediata acerca da umidade. O grupo N-H evidenciou maiores quantidades nas amostras com superiores proporções de resíduos alimentícios (100%RA > 25%PU:75%RA > 50%PU:50%RA > 75%PU:25%RA > 100%PU). Tal situação indica que pode haver uma concentração maior de proteínas nos resíduos alimentares em comparação às podas urbanas (González *et al.*, 2020). Os outros grupos funcionais não mostraram diferenças tão significativas.

Como as regiões dos grupos funcionais são semelhantes para todas as biomassas (Figura 27), alterando somente a intensidade dos picos e das bandas, construiu-se a Tabela 10, a qual indica o número de onda, cujos grupos foram detectados para cada amostra.

Tabela 10 - Principais grupos funcionais encontrados nas amostras puras de podas urbanas e resíduos alimentares, e *blends*

Grupos Funcionais	Número de Onda (cm ⁻¹)				
	100%PU	75%PU:25 %RA	50%PU:50% RA	25%PU:75 %RA	100%RA
O-H	3232	3234	3286	3232	3271
C-H	2918	2918	2919	2925	2925
C=O	1735	1735	1735	1745	1732
N-H	1601	1593	1611	1616	1622
C=C	1451	1455	1451	1457	1451
C-O	1058	1056	1059	1056	1058
=C-H	779	779	775	777	774

Fonte: Autoria Própria (2025).

6 CONCLUSÕES

A partir das análises conduzidas neste estudo, foi possível aferir as características responsáveis por estimar o potencial bioenergético promissor das amostras de resíduos alimentares, podas urbanas e *blends*. Ressalta-se que a avaliação das combinações das duas biomassas permitiu examinar a influência que essas misturas apresentaram nas propriedades físico-químicas, estruturas morfológicas e comportamento térmico, quando comparadas com as amostras puras.

As análises imediata, elementar e calorimétrica estabeleceram parâmetros avaliativos da qualidade dos processos de termoconversão, em que, as biomassas com maior proporção de podas urbanas (PU) apresentaram poderes caloríficos mais elevados e requerem maiores massas de ar para a combustão. Entretanto, as amostras com maiores quantidades de resíduos alimentícios (RA) se mostraram mais vantajosas para armazenamento e transporte. Em contrapartida, os indicadores de combustão (*RC*, *IComb* e *IV*) apontaram limitações para o uso estável em sistemas de combustão a longo prazo, estipulando o melhor aproveitamento das biomassas por processos de pirólise e/ou gaseificação. DRX e MEV evidenciaram uma elevada amorficidade e desordem estrutural em todas as biomassas, conferindo uma alta reatividade e estabilidade térmica para as amostras. FTIR confirmou a presença dos principais grupos funcionais dos materiais lignocelulósicos (hemicelulose, celulose e lignina). Do comportamento térmico, as curvas TG/DTG/DSC revelaram que o melhor processo de combustão foi alcançado para a *blend* de 75%PU:25%RA, ao passo que as produções de *biochar* e *syngas* na pirólise foram otimizadas, respectivamente, para 100%RA e 50%PU:50%RA.

Em síntese, este estudo evidenciou que a combinação de resíduos alimentares e podas urbanas pode otimizar as propriedades bioenergéticas das biomassas, oferecendo alternativas eficientes para a geração de energia renovável. A integração desses dois resíduos em processos de termoconversão transforma materiais subutilizados em recursos e/ou produtos valiosos, promovendo a sustentabilidade. Por fim, espera-se que esta pesquisa sirva como uma ferramenta significativa para promover soluções mais eficazes e ambientalmente responsáveis, alinhadas aos princípios da Economia Circular e Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), e podendo ser em um futuro próximo um importante instrumento gerador de empregos e renda.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- ✓ Controlar bem mais rigorosamente o processo de secagem na etapa de pré-tratamento das diferentes amostras para que não haja certas diferenças experimentais;
- ✓ Realizar uma etapa adicional de avaliação termoeconômica desde o estágio de coleta das biomassas até a aplicação final;
- ✓ Avaliação do processo de torrefação das biomassas para atingir as métricas necessárias (*RC*, *IComb* e *IV*) para aplicação em plantas reais de geração de calor por combustão;
- ✓ Verificação do desempenho das *blends* e biomassas puras quando submetidas a processos de conversão termoquímica (combustão e/ou pirólise) realizadas em um Forno Tubular Vertical em Queda Livre (DTF), quantificando os principais poluentes atmosféricos (CO_2 , CO , NO , SO_2 e CH_4).

REFERÊNCIAS

ABHI, T. D. *et al.* Challenges and Opportunities of Agricultural Biomass as a Replacement for PCI Coal in the Ironmaking Blast Furnace: A Review. **Journal of Sustainable Metallurgy**, v. 9, n. 3, p. 927–949, 2 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Quantidade de usinas termelétricas por tipo. 2024. Disponível em: <<https://dadosabertos.aneel.gov.br/dataset/usinas-termelétricas-por-tipo>>. Acesso em: 31 ago. 2024.

ALVES, J. L. F. *et al.* Insights into the bioenergy potential of jackfruit wastes considering their physicochemical properties, bioenergy indicators, combustion behaviors, and emission characteristics. **Renewable Energy**, v. 155, p. 1328–1338, ago. 2020.

AL-ZUHAIRI, F. K. *et al.* Liquid fuel production from syngas: Simulation and optimization using artificial neural network. **Fuel**, v. 371, p. 132128, set. 2024.

ANCA-COUCÉ, A. *et al.* Biomass pyrolysis TGA assessment with an international round robin. **Fuel**, v. 276, p. 118002, set. 2020.

ANEX, R. P. *et al.* Techno-economic comparison of biomass-to-transportation fuels via pyrolysis, gasification, and biochemical pathways. **Fuel**, v. 89, p. S29–S35, nov. 2010.

ANTENOR, S.; SZIGETHY, L. Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos. **IPEA**. Disponível em: <<https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-deconteudo/artigos/artigos/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>>. Acesso em: 10 out. 2023.

ARDILA, Y. C. *et al.* Mathematical models for predicting the higher heating value and ultimate analysis of biomass. **Industrial Crops and Products**, v. 208, p. 117777, fev. 2024.

ARRUDA, M. F. A.; TREVIZAN, A. F. C. Governança na Gestão de Resíduos Sólidos no Brasil. *Em: Resíduos Sólidos: boas práticas e impactos socioambientais*. 1. ed. [s.l.: s.n.]. v. 1p. 36–53.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS (ABREMA). Panorama 2023: parte 1. São Paulo, 2023. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/wpcontent/uploads/dlm_uploads/2024/03/Panorama_2023_P1.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2024.

ASSUNÇÃO, G. M. A gestão ambiental rumo à economia circular: como o Brasil se apresenta nessa discussão. **Sistemas & Gestão**, v. 14, n. 2, p. 223–231, 30 jun. 2019.

ASTM D3172-07A. **Standard Practice for Proximate Analysis of Coal and Coke**. United States, 2007.

ASTM D3173-00. **Standard Test Method for Moisture in the Analysis Sample of Coal and Coke**. United States, 2000.

ASTM D3174-02. **Standard Test Method for Ash in the Analysis Sample of Coal and Coke from Coal**. United States, 2002.

ASTM D3175-02. **Standard Test Method for Volatile Matter in the Analysis Sample of Coal and Coke**. United States, 2002.

ASTM E873 – 82. **Standard Test Method for Bulk Density of Densified Particulate Biomass Fuels 1**. United States, 2013. Disponível em: <www.astm.org>.

AWOGBEMI, O.; KALLON, D. V. VON. Achieving affordable and clean energy through conversion of waste plastic to liquid fuel. **Journal of the Energy Institute**, v. 106, p. 101154, fev. 2023.

BALA, J. D. *et al.* A Review on Biofuel and Bioresources for Environmental Applications. Em: **Renewable Energy and Sustainable Technologies for Building and Environmental Applications**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 205–225.

BARDHAN, P. *et al.* Economical aspect in biomass to biofuel production. Em: **Value-Chain of Biofuels**. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 395–427.

BASU, P. **Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction**. 2. ed. [s.l.] Elsevier, 2013.

BATALHA, M. **Ceasa-MA declara desabastecimento geral no oitavo dia de protestos**. O Imparcial, São Luís, 28 maio 2018. Disponível em: <https://oimparcial.com.br/cidades/2018/05/ceasa-ma-declara-desabastecimento-geral-no-oitavo-dia-de-protestos/>. Acesso em: 26 jan. 2025.

BERNARDO, A. *et al.* APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES PARA PRODUÇÃO DE BRIQUETES. **Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento**, 23 maio 2023.

BITTENCOURT, F. L. F. *et al.* The proof-of-concept of a novel feces destroyer latrine. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 1, p. 106827, fev. 2022.

BONECHI, C. *et al.* Biomass. Em: **Bioenergy Systems for the Future**. [s.l.] Elsevier, 2017. p. 3–42.

BOREL, L. D. M. S. *et al.* Thermochemical conversion of coconut waste: material characterization and identification of pyrolysis products. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 143, n. 1, p. 637–646, 14 jan. 2021.

BORGES, A. C. P. *et al.* Renewable energy: a contextualization of the biomass as power supply. **REDE: Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 10, n. 02, p. 23–36, 7 dez. 2016.

BORGES, M. P. *et al.* Impact of a campaign for reducing food waste in a university restaurant. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 4, p. 843–848, 1 jul. 2019.

BORSCHIVER, S.; TAVARES, A. S. Catalisando a economia circular: conceitos, modelos de negócios e sua aplicação em setores da economia. Rio de Janeiro, RJ: **Ed. UFRJ**, 2022. 183 p.

BOUAIK, H. *et al.* Optimal parameters and structural composition of bio-oil and biochar from intermediate pyrolysis of red algal biomass. **Comptes Rendus. Chimie**, v. 24, n. S1, p. 85–99, 4 nov. 2021.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Brasília: **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo**, 2010.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento-SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2019. Brasília: **SNS/MDR**, 2020. 244p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: **DF/MMA**, 2022. 209p.

British Petroleum. Statistical Review of World Energy 2022. Londres: **BP**, 2022. Disponível em: <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2022-full-report.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2023.

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. **Applied Energy**, v. 104, p. 170–177, abr. 2013.

BRUN, E. *et al.* CARACTERIZAÇÃO ENERGÉTICA DA MADEIRA DE TRÊS MATERIAIS GENÉTICOS DE *Eucalyptus* sp. **Revista FLORESTA**, v. 48, n. 1, p. 87–92, 2018.

CAI, J. *et al.* Review of physicochemical properties and analytical characterization of lignocellulosic biomass. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 309–322, set. 2017.

CAILLAT, S.; VAKKILAINEN, E. Large-scale biomass combustion plants: an overview. **Biomass Combustion Science, Technology and Engineering**, p. 189–224, 2013.

CAO, L. *et al.* Metagenomic analysis revealed the microbiota and metabolic function during co-composting of food waste and residual sludge for nitrogen and phosphorus transformation. **Science of The Total Environment**, v. 773, p. 145561, jun. 2021.

CARNEIRO, A. DE C. O. *et al.* Estudo da decomposição térmica da madeira de oito espécies da região do Seridó, Rio Grande do Norte. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1153–1163, dez. 2013.

CARPENTER, D. *et al.* Biomass feedstocks for renewable fuel production: a review of the impacts of feedstock and pretreatment on the yield and product distribution of fast pyrolysis bio-oils and vapors. **Green Chem.**, v. 16, n. 2, p. 384–406, 2014.

CHEN, M. *et al.* High value valorization of lignin as environmental benign antimicrobial. **Materials Today Bio**, v. 18, p. 100520, fev. 2023.

CHINTALA, V. *et al.* Solar thermal pyrolysis of non-edible seeds to biofuels and their feasibility assessment. **Energy Conversion and Management**, v. 153, p. 482–492, dez. 2017.

COSTA, J. S. DA *et al.* Relating features and combustion behavior of biomasses from the Amazonian agroforestry chain. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 13, n. 1, p. 321–341, 4 jan. 2023.

COSTA, M. N. *et al.* A low cost, safe, disposable, rapid and self-sustainable paper-based platform for diagnostic testing: lab-on-paper. **Nanotechnology**, v. 25, n. 9, p. 094006, 7 mar. 2014.

CREMONEZ, P. A. *et al.* Biofuels in Brazilian aviation: Current scenario and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 43, p. 1063–1072, mar. 2015.

CRUZ, G. **CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE BIOMASSAS LIGNOCELULÓSICAS E A CORRELAÇÃO ENTRE SUAS EMISSÕES E OS RESÍDUOS GERADOS SOB DIFERENTES CONDIÇÕES ATMOSFÉRICAS EM UM FORNO TUBULAR DE QUEDA LIVRE (DTF)**. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2015.

CRUZ, G. *et al.* Investigation into the physical–chemical properties of chemically pretreated sugarcane bagasse. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 132, n. 2, p. 1039–1053, 1 maio 2018.

CRUZ, G. *et al.* Physical–chemical characterization and thermal behavior of cassava harvest waste for application in thermochemical processes. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 143, n. 5, p. 3611–3622, 24 mar. 2021.

CRUZ, G.; CRNKOVIC, P. M. Investigation into the kinetic behavior of biomass combustion under N₂/O₂ and CO₂/O₂ atmospheres. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 123, n. 2, p. 1003–1011, 21 fev. 2016.

CUBIDES, D. *et al.* A review: Biological technologies for nitrogen monoxide abatement. **Chemosphere**, v. 311, p. 137147, jan. 2023.

CUI, T. *et al.* The correlation between the enzymatic saccharification and the multidimensional structure of cellulose changed by different pretreatments. **Biotechnology for Biofuels**, v. 7, n. 1, p. 134, 24 dez. 2014.

CUNHA, P. É dia de viver a feira nos bairros de São Luís. **O Imparcial**. 2019. Disponível em: <<https://oimparcial.com.br/cidades/2019/01/e-dia-de-viver-a-feira-nos-bairros-de-sao-luis/>>. Acesso em: 10 fev. 2025.

DA SILVA, J. B. S. *et al.* Buriti (*Mauritia flexuosa* L.) wastes as potential lignocellulosic feedstock for bioenergy production: Physicochemical properties, thermal behavior, and emission factors. **Industrial Crops and Products**, v. 206, p. 117689, dez. 2023.

DEFENSORIA PÚBLICA DO ESTADO DO MARANHÃO. Pinheiro: Defensoria move ACP para garantir a construção de creche escolar voltada a crianças que vivem no lixão da cidade. **DPU/MA**. 2023. Disponível em: <https://defensoria.ma.def.br/dpema/portal/noticias/8012/pinheiro-defensoria-move-acp-para-garantir-a-construcao-de-creche-escolar-voltada-a-criancas-que-vivem-no-lixao-da-cidade>. Acesso em: 2 fev. 2025

DRESCH, A. P. *et al.* Valorization of elephant grass biomass: ethanol production from cellulose fraction and anticancer application of lignin. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 4 fev. 2025.

DUARTE, K. L. DE S. *et al.* SOLUÇÕES TÉCNICAS PARA O GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE PODAS E CORTES DE ÁRVORES EM ÁREAS URBANAS. **CONGESP**, 2022.

EKE, J. *et al.* Influence of Moisture Contents on the Fast Pyrolysis of Trommel Fines in a Bubbling Fluidized Bed Reactor. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 7, p. 3711–3722, 4 jul. 2020.

ELKHALIFA, S. *et al.* Pyrolysis Valorization of Vegetable Wastes: Thermal, Kinetic, Thermodynamics, and Pyrogas Analyses. **Energies**, v. 15, n. 17, p. 6277, 28 ago. 2022.

ELLERBROCK, R. H.; GERKE, H. H. FTIR spectral band shifts explained by OM–cation interactions. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 184, n. 3, p. 388–397, 24 jun. 2021.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Relatório Síntese do Balanço Energético Nacional 2024: Ano base 2023. Rio de Janeiro: EPE, 2024. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-819/topico-715/BEN_S%C3%ADntese_2024_PT.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2024.

ENERDATA. **Share of renewables in electricity production**. [s.l]: [s.n.], 2023. Disponível em: <https://yearbook.enerdata.net/renewables/renewable-in-electricity-production-share.html>. Acesso em: 20 dez. 2023.

ESCHHOLZ, A. *et al.* Principais aspectos da produção de bioenergia por meio de resíduos sólidos urbanos. **Bioenergia em Revista: Diálogos**, v. 12, n. 1, p. 37–50, 2022.

FALEEVA, J. M. *et al.* Exothermic effect during torrefaction. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 946, p. 012033, jan. 2018.

FANG, M. X. *et al.* Kinetic study on pyrolysis and combustion of wood under different oxygen concentrations by using TG-FTIR analysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 77, n. 1, p. 22–27, ago. 2006.

FARIA, E. D. O.; PIRES, A. D. A. C. ECONOMIA CIRCULAR E BIOECONOMIA: UM NOVO CAMINHO PARA A SUSTENTABILIDADE? **SINERGIA - Revista do Instituto de Ciências Econômicas, Administrativas e Contábeis**, v. 25, n. 1, p. 79–88, 9 dez. 2020.

FARIAS, F. O. M. **Caracterização de biomassas brasileiras para fins de aproveitamento energético**. Dissertação de Mestrado -Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química - Campinas, SP, 2012.

FERRER, A. *et al.* Analyses of Biomass Fibers by XRD, FT-IR, and NIR. Em: **Analytical Techniques and Methods for Biomass**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 45–83.

FERNÁNDEZ, R. G. *et al.* Study of main combustion characteristics for biomass fuels used in boilers. **Fuel Processing Technology**, v. 103, p. 16–26, nov. 2012.

FERREIRA, S. DE O. P. M. *et al.* Caracterização energética de biomassas agrícolas e florestais no estado de Pernambuco. **Ciência Florestal**, v. 34, n. 3, p. e73324, 9 ago. 2024.

FLOWERS, P. *et al.* Constant Volume Calorimetry- Measuring ΔU for Chemical Reactions. Em: **GENERAL CHEMISTRY A MOLECULAR APPROACH**. 1. ed. [s.l.: s.n.]. p. 327–327.

FRIEDLINGSTEIN, P. *et al.* Global Carbon Budget 2023. **Earth System Science Data**, [S. l.], v. 15, n. 12, p. 5301-5369, 2023. Disponível em: <https://www.globalcarbonproject.org/>. Acesso em: 25 jan. 2025.

GAO, Y. *et al.* Syngas Production from Biomass Gasification: Influences of Feedstock Properties, Reactor Type, and Reaction Parameters. **ACS Omega**, v. 8, n. 35, p. 31620–31631, 5 set. 2023.

GARCÍA, R. *et al.* Characterization of Spanish biomass wastes for energy use. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p. 249–258, jan. 2012.

GARNETT, M. T. *et al.* Extraction of cellulose from restaurant food waste. **RSC Sustainability**, v. 2, n. 1, p. 170–178, 2024.

GAUTHIER, T. D.; HAWLEY, M. E. Statistical Methods. Em: **Introduction to Environmental Forensics**. [s.l.] Elsevier, 2015. p. 99–148.

GAZULLA, M. F. *et al.* Nitrogen determination by SEM-EDS and elemental analysis. **X-Ray Spectrometry**, v. 42, n. 5, p. 394–401, 23 set. 2013.

GIODA, A. Características e procedência da lenha usada na cocção no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 33, n. 95, p. 133–150, jan. 2019.

GONZÁLEZ, C. *et al.* **Synthesis, Characterization, and Functionalization of Chitosan and Gelatin Type B Nanoparticles to Develop Novel Highly Biocompatible Cell-Penetrating Agents.** The 2nd International Online-Conference on Nanomaterials. **Anais...Basel Switzerland: MDPI**, 10 nov. 2020.

GRZYBEK, P. *et al.* Cellulose-based films and membranes: A comprehensive review on preparation and applications. **Chemical Engineering Journal**, v. 495, p. 153500, set. 2024.

GU, B.; BURGESS, D. J. Polymeric Materials in Drug Delivery. **Natural and Synthetic Biomedical Polymers**, p. 333–349, 2014.

GUDER, V.; DALGIC, S. S. Thermodynamic Properties of Potassium Oxide (K_2O) Nanoparticles by Molecular Dynamics Simulations. **Acta Physica Polonica A**, v. 131, n. 3, p. 490–495, mar. 2017.

GUEDES, J. M. *et al.* Uso da biomassa como fonte energética para produção de biocombustíveis. **Ambiente: Gestão e Desenvolvimento**, 31 ago. 2021.

GUIMARÃES, M. G. *et al.* Green energy technology from buriti (*Mauritia flexuosa* L. f.) for Brazilian agro-extractive communities. **SN Applied Sciences**, v. 3, n. 3, p. 283, 6 mar. 2021.

GÜLEÇ, F. *et al.* Biofuel characteristics of chars produced from rapeseed, whitewood, and seaweed via thermal conversion technologies – Impacts of feedstocks and process conditions. **Fuel Processing Technology**, v. 238, p. 107492, dez. 2022.

HARIKRISHNA, N. *et al.* Fish Scales as Potential Substrate for Production of Alkaline Protease and Amino Acid Rich Aqua Hydrolyzate by *Bacillus altitudinis* GVC11. **Indian Journal of Microbiology**, v. 57, n. 3, p. 339–343, 25 set. 2017.

HORÁK, J. *et al.* Effects of the type of biomass and ashing temperature on the properties of solid fuel ashes. **Polish Journal of Chemical Technology**, v. 21, n. 2, p. 43–51, 1 jun. 2019.

HORAN, N. J. Introduction. Em: HORAN, N.; YASER, A. Z.; WID, N. (Eds.). **Anaerobic Digestion Processes**. Singapore: Springer Nature, 2018. p. 1–7.

HE, Z. *et al.* Fourier transform infrared spectral features of plant biomass components during cotton organ development and their biological implications. **Journal of Cotton Research**, v. 5, n. 1, p. 11, 1 dez. 2022.

HU, C. *et al.* Effects of granule size on physicochemical and digestive properties of potato powder. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 100, n. 10, p. 4005–4011, 15 ago. 2020.

HU, J. *et al.* Catalytic combustions of two bamboo residues with sludge ash, CaO, and Fe₂O₃: Bioenergy, emission and ash deposition improvements. *Journal of Cleaner Production*, v. 270, p. 122418, out. 2020.

HUANG, L.-Z. *et al.* Recent Developments and Applications of Hemicellulose From Wheat Straw: A Review. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 9, 22 jun. 2021.

IEA BioEnergy Agreement Task 33: Thermal Gasification of Biomass. **IEA Bioenergy**, 2020. Disponível em: <http://task33.ieabioenergy.com/> Acesso em: 10 out. 2023.

IEA. CO₂ Emissions in 2023. Paris: **International Energy Agency**, 2023. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/co2-emissions-in-2023>. Acesso em: 25 jan. 2025.

IPCC. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report. [S. l.]: **IPCC**, 2023. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>. Acesso em: 25 jan. 2025.

IPT. Resíduo de poda de árvores urbanas: como reaproveitar? São Paulo: **IPT**, 2024. Disponível em: <<https://ipt.br/wp-content/uploads/2024/08/Residuo-de-poda.pdf>>. Acesso em: 2 fev. 2025.

JACINTO, G. S. S. *et al.* Biotechnological investigation of *Pediastrum boryanum* and *Desmodesmus subspicatus* microalgae species for a potential application in bioenergy. **Algal Research**, v. 75, p. 103266, set. 2023.

JACOME, D. L. F. **Avaliação das características físico-químicas das cinzas de bagaço e palha de cana-de-açúcar**. 2018. 176 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica, Campinas, SP, 2018.

JEFFRY, L. *et al.* Greenhouse gases utilization: A review. **Fuel**, v. 301, 1 out. 2021.

JING, T. *et al.* Role of calcium nutrition in plant Physiology: Advances in research and insights into acidic soil conditions - A comprehensive review. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 210, p. 108602, maio 2024.

KALAK, T. Potential Use of Industrial Biomass Waste as a Sustainable Energy Source in the Future. **Energies**, v. 16, n. 4, p. 1783, 10 fev. 2023.

KAN, T. *et al.* Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 1126–1140, maio 2016.

KHALEEL, O. J. *et al.* Energy and exergy analysis of the steam power plants: A comprehensive review on the Classification, Development, Improvements, and configurations. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 13, n. 3, p. 101640, maio 2022.

KHIARI, B. *et al.* Biomass derived chars for energy applications. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 108, p. 253–273, jul. 2019.

KHLIFI, S. *et al.* A Comprehensive Review of Syngas Production, Fuel Properties, and Operational Parameters for Biomass Conversion. **Energies**, v. 17, n. 15, p. 3646, 24 jul. 2024.

KOMILIS, D. *et al.* 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.

KONISHI, P. A. *et al.* Influência de Diferentes Condições de Armazenamento nas Propriedades Físico-Mecânicas de Briquetes/ Influence of Different Storage Conditions on the Physico-Mechanical Properties of Briquettes. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 3, 2017.

KUMNEADKLANG, S. *et al.* Characterization of cellulose fiber isolated from oil palm frond biomass. **Materials Today: Proceedings**, v. 17, p. 1995–2001, 2019.

LEITÃO, A. Economia circular: uma nova filosofia de gestão para o séc. XXI. **Portuguese Journal of Finance, Management and Accounting**, v. 1, n. 2, p. 149–171, 2015.

LEVER, T. *et al.* ICTAC nomenclature of thermal analysis (IUPAC Recommendations 2014). **Pure and Applied Chemistry**, v. 86, n. 4, p. 545–553, 17 abr. 2014.

LEWANDOWSKI, W. M. *et al.* Thermal Biomass Conversion: A Review. **Processes**, v. 8, n. 5, p. 516, 27 abr. 2020.

LIU, W. J. *et al.* Development of Biochar-Based Functional Materials: Toward a Sustainable Platform Carbon Material. **Chemical Reviews**, v. 115, n. 22, p. 12251–12285, 25 nov. 2015.

LOPES, K. *et al.* A Potencialidade Energética da Biomassa no Brasil. **Revista Desenvolvimento Econômico em Debate**, v. 5, n. 1, p. 94–106, 2019.

MAHINPEY, N. *et al.* Biomass gasification for hydrogen production: a pathway to cleaner energy transition. **Biomass and Bioenergy**, p. 205–235, 2024.

MALYAN, S. K. *et al.* Biochar for environmental sustainability in the energy-water-agroecosystem nexus. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 149, p. 111379, out. 2021.

MARAFON, A. C. *et al.* Uso da biomassa para a geração de energia. Aracaju: **Embrapa Tabuleiros Costeiros**, 2016. (Documentos, 211).

MARTINS, L. O. S. *et al.* Análise da viabilidade econômica e financeira da implantação de usina de geração de energia a partir de resíduos sólidos urbanos no município de Santo Antônio de Jesus–BA. **Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo**, v. 2, n. 2, p. 142–166, 2017.

MAZZONETTO, A. *et al.* Potencial energético do resíduo da construção civil visando construções sustentáveis e envolvimento dos alunos. **PBL2016 International Conference**, 2016.

MCKINSEY & COMPANY. **Global Energy Perspective**. [S. l.]: McKinsey & Company, 2024. Disponível em: <https://www.mckinsey.com/industries/energy-and-materials/our-insights/global-energy-perspective>. Acesso em: 03 mar. 2025.

MEISTER, J. *et al.* Exploration of KCl deposition dynamics for the formation of coarse and fine layer deposits. **Proceedings of the Combustion Institute**, v. 40, n. 1–4, p. 105604, 2024.

MENDONÇA, C. M. S. DE *et al.* Thermal compatibility between hydroquinone and retinoic acid in pharmaceutical formulations. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 115, n. 3, p. 2277–2285, 23 mar. 2014.

MENESCARDI, F. *et al.* Melting Behavior of CaO at High Temperature and Pressure: A Molecular Dynamics Study. **The Journal of Physical Chemistry C**, v. 128, n. 43, p. 18498–18508, 31 out. 2024.

MIRANDA, M. R. DA S. *et al.* Charcoal production from waste pequi seeds for heat and power generation. **Waste Management**, v. 103, p. 177–186, fev. 2020.

MOHAJAN, H. K. Acid Rain is a Local Environment Pollution but Global Concern. **Open Science Journal of Analytical Chemistry**, v. 3, n. 5, p. 47–55, 18 jan. 2019.

MONROE, A. P. R. *et al.* Evaluation of the Bioenergy Potential of Blends (Green Coconut Shells and Fish Scales) as a Feedstock in Thermochemical Processes for Clean Energy Production. **Processes**, v. 12, n. 4, p. 710, 30 mar. 2024.

NAIK, D. K. *et al.* Pyrolysis of sorghum bagasse biomass into bio-char and bio-oil products. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 127, n. 2, p. 1277–1289, 2 fev. 2017.

NANAKOUDIS, A. **EDX Analysis - How does it work?** 2019. Disponível em: <https://www.thermofisher.com/blog/microscopy/edx-analysis-with-sem-how-does-it-work/>. Acesso em: 5 dez. 2024.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY (NIST). NIST Chemistry WebBook, NIST Standard Reference Database Number 173. Disponível em: <https://webbook.nist.gov/>. Acesso em: 17 dez. 2024.

NÓBREGA, C. R. DO E. S. *et al.* An investigation on the kinetic behavior and thermodynamic parameters of the oxy-fuel combustion of Brazilian agroindustrial residues. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 45, n. 1, p. 65, 5 jan. 2023.

NOGUEIRA, V. DE F. B.; DANTAS, J. S. **IMPACTOS AMBIENTAIS EM REGIÃO SEMIÁRIDA**. 1. ed. Campina Grande: EPTEC, 2023.

OHM, T.-I. *et al.* Study on the characteristics of biomass for co-combustion in coal power plant. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 17, n. 2, p. 249–257, 29 abr. 2015.

OLIVEIRA, A. C. V. *et al.* ECONOMIA CIRCULAR: CONCEITOS E CONTRIBUIÇÕES NA GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS. **RDE - Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. 3, n. 44, p. 273–289, 2019.

OLIVEIRA, G. DE L. *et al.* Structural characterization of the stem cell wall lignin of *Euterpe oleracea*. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1323–1344, 22 set. 2022.

OLIVEIRA, M. G.; MENEZES, D. F. N. O CENÁRIO DE PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DE FONTES RENOVÁVEIS NO BRASIL. **Revista Argumentum**, n. 1, p. 119–135, 2023.

ONU. **População mundial atinge 8 bilhões de pessoas**. ONU News, 2022. Disponível em: <

ONU. Geração global de resíduos deve chegar a 3,8 bilhões de toneladas por ano até 2050. **ONU News**. 2024a. Disponível em: <<https://news.un.org/pt/story/2024/02/1828382>>. Acesso em: 31 ago. de 2024.

ONU. Mundo joga fora mais de 1 bilhão de refeições por dia, aponta Índice de Desperdício de Alimentos da ONU. **Nações Unidas Brasil**. 2024b. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/264451-mundo-joga-fora-mais-de-1-bilh%C3%A3o-de-refei%C3%A7%C3%B5es-por-dia-aponta-%C3%ADndice-de-desperd%C3%ADcio-de>>. Acesso em: 24 jan. 2025.

ONU. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. [S.l.: s.n.], 2015. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>>. Acesso em: 24 jan. 2025.

PATEL, M. *et al.* Techno-economic and life cycle assessment on lignocellulosic biomass thermochemical conversion technologies: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 53, p. 1486–1499, jan. 2016.

PHANTHONG, P. *et al.* Nanocellulose: Extraction and application. **Carbon Resources Conversion**, v. 1, n. 1, p. 32–43, abr. 2018.

PIGHINELLI, A. L. M. T. *et al.* **Processos termoquímicos aplicados à biomassa florestal**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2018. v. 29.

PNUMA. Relatório do Índice de Desperdício de Alimentos 2024. Nairobi: **PNUMA**, 2024. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/resources/publicacoes/relatorio-do-indice-de-desperdicio-de-alimentos-2024>. Acesso em: 24 jan. 2025.

PORTILHO, G. R. *et al.* Potential of Briquette Produced with Torrefied Agroforestry Biomass to Generate Energy. **Forests**, v. 11, n. 12, p. 1272, 28 nov. 2020.

PREETI *et al.* Physico-chemical characterization of coconut shell (*Cocos nucifera*). **International Journal of Advanced Biochemistry Research**, v. 8, n. 3S, p. 118–122, 1 jan. 2024.

PROTÁSIO, T. D. P. *et al.* Brazilian Lignocellulosic Wastes for Bioenergy Production: Characterization and Comparison with Fossil Fuels. **BioResources**, v. 8, n. 1, 22 jan. 2013.

PROTÁSIO, T. DE P. *et al.* Combustion of biomass and charcoal made from babassu nutshell. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 1–10, mar. 2017.

QIN, Y. *et al.* Status of CO₂ conversion using microwave plasma. **Journal of CO₂ Utilization**. Elsevier Ltd, 1 dez. 2018.

QIN, S. *et al.* Microbial dynamics during anaerobic digestion of sewage sludge combined with food waste at high organic loading rates in immersed membrane bioreactors. **Fuel**, v. 303, p. 121276, nov. 2021.

RAHIMI, Z. *et al.* An overview on thermochemical conversion and potential evaluation of biofuels derived from agricultural wastes. **Energy Nexus**, v. 7, p. 100125, set. 2022.

RAM, M.; MONDAL, M. K. Biomass gasification. Em: **Biofuels and Bioenergy**. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 253–276.

RAMACHANDRAN, K. M.; TSOKOS, C. P. Categorical data analysis and goodness-of-fit tests and applications. Em: **Mathematical Statistics with Applications in R**. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 461–490.

RAMBO, M. K. D.; FERREIRA, M. M. C. Determination of Cellulose Crystallinity of Banana Residues Using Near Infrared Spectroscopy and Multivariate Analysis. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 2015.

RAMBO, M. K. D. *et al.* Analysis of the lignocellulosic components of biomass residues for biorefinery opportunities. **Talanta**, v. 144, p. 696–703, nov. 2015.

RASAM, S. *et al.* Thermal behavior, thermodynamics and kinetics of co-pyrolysis of binary and ternary mixtures of biomass through thermogravimetric analysis. **Fuel**, v. 280, 15 nov. 2020.

REN, X. *et al.* Hydrogen chloride emissions from combustion of raw and torrefied biomass. **Fuel**, v. 200, p. 37–46, jul. 2017.

RENEWABLES 2020 GLOBAL STATUS REPORT. **REN21**, 2020. Disponível em: <https://www.ren21.net/gsr-2020/chapters/chapter_01/chapter_01/>. Acesso em: 10 out. 2023.

REZA, M. S. *et al.* Acacia Holosericea: An Invasive Species for Bio-char, Bio-oil, and Biogas Production. **Bioengineering**, v. 6, n. 2, p. 33, 16 abr. 2019.

RODRIGUEZ, D. A. R. *et al.* Evaluation of the pyrolysis and co-pyrolysis process of palm shell and waste tyres in a CO₂ atmosphere. **Avances Investigación en Ingeniería**, v. 16, n. 2 (Julio-Diciembre), p. 83–92, 4 dez. 2019.

ROMERO, R. M. L. **EFFECT OF INORGANICS ON THE PYROLYSIS BEHAVIOUR OF AGRICULTURE RESIDUES**. Lisboa: Instituto Técnico de Lisboa, jun. 2022.

SAATH, K. C. DE O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da Demanda Mundial de Alimentos e Restrições do Fator Terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 2, p. 195–212, 1 abr. 2018.

SAMAD, N. A. F. A. *et al.* Torrefaction of Municipal Solid Waste in Malaysia. **Energy Procedia**, v. 138, p. 313–318, out. 2017.

SANTANA, C. C. *et al.* Environmental-economic assessment of lignocellulosic residual from the Legal Amazon for conversion in biochars and bioproducts for biorefineries. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 7, n. 8, p. 324–337, 2020.

SANTOS, K. L. *et al.* Food losses and waste: Reflections on the current Brazilian scenario. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 23, 2020.

SANTOS, R. C. DOS *et al.* Análise termogravimétrica em clones de eucalipto como subsídio para a produção de carvão vegetal. **CERNE**, v. 18, n. 1, p. 143–151, mar. 2012.

SANTOS, U. DE P. *et al.* Environmental air pollution: respiratory effects. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, p. e20200267, 28 fev. 2021.

SEPAHI, S.; RAHIMPOUR, M. R. Methanol production from syngas. Em: **Advances in Synthesis Gas: Methods, Technologies and Applications**. [s.l.] Elsevier, 2023. p. 111–146.

SHAHABUDDIN, M. *et al.* A review on the production of renewable aviation fuels from the gasification of biomass and residual wastes. **Bioresource Technology**, v. 312, p. 123596, set. 2020.

SILVA, A. L. C. *et al.* **Fórum ambiental: uma visão multidisciplinar da questão ambiental**. 1. ed. Tupã: ANAP, 2015.

SILVA, A. V. S. *et al.* Potential application of fish scales as feedstock in thermochemical processes for the clean energy generation. **Waste Management**, v. 100, p. 91–100, 1 dez. 2019.

SILVA, A. V. S. *et al.* **Theoretical study from gaseous emissions generated by fish scales under stoichiometric combustion processes**. Proceedings of the 18th Brazilian Congress of Thermal Sciences and Engineering. **Anais...ABCM**, 2020.

SILVA, J. B. S. DA *et al.* INVESTIGATION OF THE URBAN PRUNING WASTES AS BIOFUELS AND POSSIBLE UTILIZATION IN THERMAL SYSTEMS / INVESTIGAÇÃO DOS RESÍDUOS DA PODA URBANA COMO BIOCOMBUSTÍVEIS E POSSÍVEL UTILIZAÇÃO EM SISTEMAS TÉRMICOS. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 3, p. 24730–24750, 2021a.

SILVA, S. P. *et al.* A IMPORTÂNCIA DA BIOMASSA NA MATRIZ ENERGÉTICA BRASILEIRA/ THE IMPORTANCE OF BIOMASS IN THE BRAZILIAN ENERGY MATRIX. **Pensar Acadêmico**, v. 19, n. 2, p. 557–583, 2021b.

SINGH, D.; YADAV, S. Evaluation of the physico-chemical development of kitchen food wastes through torrefaction - a biodiversity case study. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 11, n. 4, p. 1353–1362, 1 ago. 2021.

SINGH, S. *et al.* Torrefaction of woody biomass (*Acacia nilotica*): Investigation of fuel and flow properties to study its suitability as a good quality solid fuel. **Renewable Energy**, v. 153, p. 711–724, jun. 2020.

SIQUEIRA, F. F. DOS S. *et al.* Characterization of Buriti (*Mauritia flexuosa*) Foam for Thermal Insulation and Sound Absorption Applications in Buildings. **Buildings**, v. 11, n. 7, p. 292, 5 jul. 2021.

Sistema de Informações de Geração da ANEEL-SIGA. **AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA**. Brasília, 2023. Disponível em: <<https://www.gov.br/aneel/pt-br/>>. Acesso em: 13 out. 2023.

SKORBIŁOWICZ, M.; SKORBIŁOWICZ, E. Content of Calcium, Magnesium, Sodium and Potassium in the Street Dust from the Area of Białystok (Poland). **Journal of Ecological Engineering**, v. 20, n. 10, p. 125–131, 1 nov. 2019.

SOUSA, V. F. DE O. *et al.* Percepção sobre qualidade da arborização urbana da cidade de Pombal, Paraíba. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 3, p. 343, 1 jul. 2018.

SOUZA, K. S. DOS R. *et al.* A gestão de resíduos sólidos: como a reciclagem é uma fonte de riqueza. **Ambiência Guarapuava**, v. 16, n. 1, p. 1132–1146, 2020.

TAN, H. *et al.* A Review On The Comparison Between Slow Pyrolysis And Fast Pyrolysis On The Quality Of Lignocellulosic And Lignin-Based Biochar. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 1051, n. 1, p. 012075, 1 fev. 2021.

TAVARES, S. R. DE L.; TAVARES, M. A. DE M. E. PERSPECTIVAS PARA A PARTICIPAÇÃO DO BRASIL NO MERCADO INTERNACIONAL DE PELLETS. **HOLOS**, v. 5, p. 292–306, 1 out. 2015.

TAYRA, F. *et al.* IMPACTOS DOS SUBSÍDIOS AOS COMBUSTÍVEIS FÓSSEIS: IMPOSTOS SOBRE CARBONO E DESDOBRAMENTOS NO BRASIL IMPACTS OF SUBSIDIES ON FOSSIL FUELS: TAXES ON CARBON AND DEVELOPMENTS IN BRAZIL. **Revista Contexto Geográfico**, v. 5, n. 10, p. 116–132, 2020.

TURSI, A. A review on biomass: importance, chemistry, classification, and conversion. **Biofuel Research Journal**, v. 6, n. 2, p. 962–979, 1 jun. 2019.

UMAR, H. A. *et al.* Characterization of oil palm trunk and frond as fuel for biomass thermochemical. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 863, n. 1, p. 012011, 1 maio 2020.

UNDAVALLI, V. K. *et al.* Impact of alternative fuels and properties on elastomer compatibility. Em: **Aviation Fuels**. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 113–132.

UZUN, İ. Methods of determining the degree of crystallinity of polymers with X-ray diffraction: a review. **Journal of Polymer Research**, v. 30, n. 10, p. 394, 28 out. 2023.

VEIGA, R. M. DA. **Do lixo à Economia Circular: um salto possível?** [s.l.] Universidade Federal de Uberlândia, 2019.

VEIGA, R. M. DA **Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos na transição para a Economia Circular**. Engema. **Anais...**2022.

WANG, S. *et al.* Lignocellulosic biomass pyrolysis mechanism: A state-of-the-art review. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 62, p. 33–86, set. 2017.

WANG, Y. *et al.* Composition of Lignocellulose Hydrolysate in Different Biorefinery Strategies: Nutrients and Inhibitors. **Molecules**, v. 29, n. 10, p. 2275, 11 maio 2024.

WOLFGONG, W. J. Chemical analysis techniques for failure analysis. Em: **Handbook of Materials Failure Analysis with Case Studies from the Aerospace and Automotive Industries**. [s.l.] Elsevier, 2016. p. 279–307.

WEI, C. *et al.* Co-combustion behavior of municipal solid waste and food waste anaerobic digestates: Combustion performance, kinetics, optimization, and gaseous products. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106028, out. 2021.

XING, L. *et al.* Cellulose I and II nanocrystals produced by sulfuric acid hydrolysis of Tetra pak cellulose I. **Carbohydrate Polymers**, v. 192, p. 184–192, jul. 2018.

XU, F. *et al.* X-ray scattering studies of lignocellulosic biomass: A review. **Carbohydrate Polymers**, v. 94, n. 2, p. 904–917, maio 2013.

XU, Q. *et al.* A kinetic study on the effects of alkaline earth and alkali metal compounds for catalytic pyrolysis of microalgae using thermogravimetry. **Applied Thermal Engineering**, v. 73, n. 1, p. 357–361, dez. 2014.

YADAV, D. *et al.* Tea waste and food waste as a potential feedstock for biogas production. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, v. 35, n. 5, p. 1247–1253, 1 set. 2016.

YANG, H. *et al.* Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**, v. 86, n. 12–13, p. 1781–1788, ago. 2007.

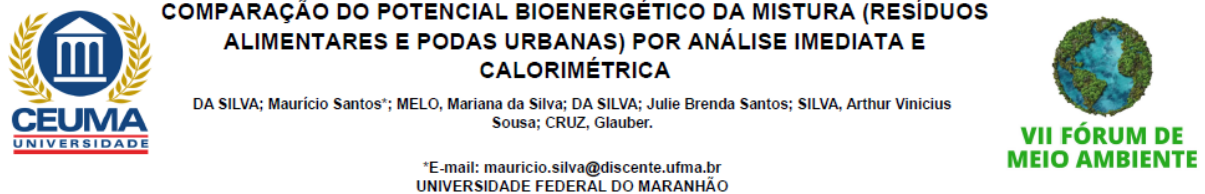
ZHOU, N. *et al.* A Review: Depolymerization of Lignin to Generate High-Value Bio-Products: Opportunities, Challenges, and Prospects. **Frontiers in Energy Research**, v. 9, 11 jan. 2022.

ZONG, P. *et al.* Pyrolysis behavior and product distributions of biomass six group components: Starch, cellulose, hemicellulose, lignin, protein and oil. **Energy Conversion and Management**, v. 216, p. 112777, jul. 2020.

APÊNDICE A – TRABALHOS/EVENTOS PRODUZIDOS DURANTE A EXECUÇÃO DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO (TCC)

VII Fórum de Meio Ambiente da Universidade Ceuma (2023)

Figura 28 - Resumo apresentado no VII Fórum de Meio Ambiente da Universidade Ceuma



Fonte: Autoria Própria (2025).

27th International Congress of Mechanical Engineering – COBEM 2023

Figura 29 - Trabalho apresentado no COBEM 2023



Fonte: Autoria Própria (2025).

Referência:

DA SILVA, M. S. *et al.* **BIOENERGY VALORIZATION OF THE BLENDS (FOOD WASTE AND URBAN PRUNINGS) AS A POSSIBLE CANDIDATE FOR SOLID BIOFUELS PRODUCTION.** Proceedings of the 28th International Congress of Mechanical Engineering. **Anais...ABCM**, 2023.
DOI: 10.26678/ABCM.COBEM2023.COB2023-0897

12º Congresso Nacional de Engenharia Mecânica – CONEM 2024

Figura 30 - Trabalho apresentado no CONEM 2024



CONEM2024-1202 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOENERGÉTICO DE BLENDS FORMADAS POR RESÍDUOS ALIMENTARES E PODAS URBANAS

Maurício Santos da Silva, mauriciosantos511@gmail.com¹
 Maria Luiza Carneiro Milhomem, maria.lcm@discente.ufma.br¹
 Isabel Maria Souza Ferreira, isabel.msf@discente.ufma.br²
 Mariana da Silva Melo, melo.mariana@discente.ufma.br¹
 Arthur Vinicius Sousa Silva, arthsilva6@gmail.com³
 Glauber Cruz, cruz.glauber@ufma.br⁴

¹Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Maranhão, Avenida dos Portugueses, 1966 – Bacanga, São Luís, Maranhão, Brasil.

²Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal do Maranhão, Avenida dos Portugueses, 1966 – Bacanga, São Luís, Maranhão, Brasil.

³Departamento de Energia, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade de Campinas, Cidade Universitária Zeferino Vaz, 13083-970, Campinas, São Paulo, Brasil.

⁴Departamento de Engenharia Mecânica, Laboratório de Processos e Sistemas Termoquímicos (LPSisTer), Universidade Federal do Maranhão, Avenida dos Portugueses, 1966 – Bacanga, São Luís, Maranhão, Brasil.

Fonte: Autoria Própria (2025).

Referência:

DA SILVA, M. S. *et al.* **AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIOENERGÉTICO DE BLENDS FORMADAS POR RESÍDUOS ALIMENTARES E PODAS URBANAS.** Proceedings of the XII Congresso Nacional de Engenharia Mecânica - CONEM 2024. **Anais...ABCM**, 2024.
 DOI: 10.26678/ABCM.CONEM2024.CON24-1202