



UFBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

MESTRADO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

LUANE SANTOS COSTA

WASTE TO ENERGY:
SOLUÇÕES TEÓRICAS ADOTANDO MODELAGEM
DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS



SALVADOR
2022



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL**

LUANE SANTOS COSTA

**WASTE TO ENERGY: SOLUÇÕES TEÓRICAS ADOTANDO
MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS**

Salvador
2022

LUANE SANTOS COSTA

**WASTE TO ENERGY: SOLUÇÕES TEÓRICAS ADOTANDO
MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Industrial.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Gaudêncio Mendonça Freires.

Coorientador: Prof. Dr. Euclides Santos Bittencourt.

Salvador
2022

Costa, Luane Santos

Waste to Energy: soluções teóricas adotando modelagem de equações estruturais / Luane Santos Costa. – 2022.

98 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Gaudêncio Mendonça Freires.

Coorientador: Prof. Dr. Euclides Santos Bittencourt

Tese (doutorado) - Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, Salvador, 2022.

1. Waste to Energy. 2. Modelagem de Equações Estruturais. 3. Resíduos Sólidos Urbanos. I. Freires, Francisco Gaudêncio Mendonça. II. Bittencourt, Euclides Santos. III. Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. IV. Título.

CDD – 22. ed.

“WASTE TO ENERGY: SOLUÇÕES TEÓRICAS ADOTANDO MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS”.

LUANE SANTOS COSTA

Dissertação submetida ao corpo docente do programa de pós-graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Industrial.

Examinada por:

Prof. Dr. Francisco Gaudêncio Mendonça Freires 
Doutor em Engenharia e Gestão Industrial, pela Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, PORTUGAL, 2007

Prof. Dr. Euclides Santos Bittencout 
Doutor em Engenharia Industrial, pela Universidade Federal da Bahia, BRASIL, 2021

Prof. Dr. Felipe Tumenas Marques 
Doutor em Administração, pela a Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getulio Vargas, BRASIL, 2017

Prof. Dr. Renato de Oliveira Moraes 
Doutor em Administração, pela Universidade de São Paulo, BRASIL, 2004

Salvador, BA - BRASIL
Setembro de 2022

Aos meus pais que me ensinaram a nunca desistir.

Ao meu marido que me ajudou a resistir.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por tudo, só através dele que posso continuar, secundamente a meu pai Dulcival, minha mãe Lindineire que sempre me deram o maior apoio em busca dos meus objetivos e sempre de forma muito afetuosa me ensinaram a não desistir, ao meu irmão Diego que me deu suporte durante essa jornada e ao meu marido Jeferson que nessa reta final foi de extrema importância para que eu pudesse finalizar o curso, com sua paciência e dedicação comigo, incentivo a manter o foco mesmo diante das pressões, um marido amigo que me inspira muito a me dedicar em minha vida profissional e a desempenhar bem e com amor tudo que faço.

Agradeço aos meus orientadores Prof. Francisco Gaudêncio e Prof. Euclides Bittencourt pela presteza na condução da orientação, na tranquilidade e em todos os momentos de debate, eles me ajudaram a enfrentar muitos obstáculos e me deram dicas para minha carreira profissional. Foi uma experiência de muito aprendizado. Agradeço também a todos e todas do PEI.

Nesse caminho acadêmico fiz amigos que me ajudaram a não desistir, amigos que até hoje estão do meu lado, minha grande amiga Vanessa que nunca disse “não” a mim, sempre me apoiando no mestrado, o que me faz ter a vontade de ser também como ela, uma profissional com muito conhecimento, Júlia um grande amiga, que depositou confiança em mim, Tiago Almeida, que não poderia deixar de citá-lo, um colega de trabalho que se tornou um grande amigo e me falava sobre minha capacidade de ser boa mesmo eu não enxergando isso.

Agradeço a minha prima Jessica que sempre com seu companheirismo e bom humor me ajudou a ter mais leveza na vida. Agradeço às minhas tias Luciene, Lucidalva, Lindalva, Lindinalva e Leda e ao meu tio Carlos Alberto “*in memoriam*”, que, com muita paciência me ajudaram a alcançar os resultados esperados nesta jornada de estudos.

Enfim, agradeço a todos que estavam comigo nessa aventura que foi o mestrado, com muitas risadas, alegrias, desafios e dificuldades, sei que faria tudo novamente, mas dessa vez sendo melhor, com mais maturidade, finalizo agradecendo em especial ao meu marido Jeferson e aos meus orientadores não tenho como pagá-los pela ajuda que me foi dada, que me ajudou a vencer esses desafios e obstáculos nesse período, tenho uma grande amizade por vocês e muito respeito e admiração, e desejo o sucesso para todos nós!!

“Em Deus nós acreditamos.
Todos os outros devem trazer dados”

W. Edwards Deming

COSTA, Luane Santos. **Waste to energy**: soluções teóricas adotando modelagem de equações estruturais. 99 f. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2022.

RESUMO

Em seu último relatório sobre o assunto, a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais mostrou que o Brasil se encontra em um cenário crítico em relação à destinação final dada aos resíduos sólidos urbanos (RSU), por isso é necessário repensar o modelo de gestão vigente. O uso do RSU na geração de energia elétrica é uma das alternativas viáveis adotadas por cerca de 20 aterros sanitários espalhados no país que amplia a matriz energética, que atualmente tem o domínio das hidrelétricas. Este trabalho tem como objetivo desenvolver um modelo teórico por meio de modelagem de equações estruturais para verificar as relações de dependência entre diferentes considerações de RSU e sua aplicação na geração de energia elétrica. Os dados foram coletados a partir da aplicação de um questionário e os resultados mostram forte correlação entre a teoria (os constructos: do plano nacional de resíduos sólidos e da captação de energia através do RSU). O banco de dados formado foi aplicado no software SmartPLS, que tem uma abordagem dos mínimos quadrados parciais (PLS). Os resultados obtidos mostram que a teoria (ou constructo) sobre o tratamento bioquímico apresentou o melhor efeito no aproveitamento energético dos resíduos, mostrando que as tecnologias bioquímicas são uma opção interessante para serem usadas como rota tecnológica para o aproveitamento energético dos RSU no Brasil. Por fim, a modelagem de equações estruturais, através das abordagens PLS, neste caso apresentou-se como ferramenta com notoriedade indispensável para fortalecer as áreas dos conhecimentos que apresentam diferentes relações de dependência.

Palavras-chave: Waste to Energy. Modelagem de Equações Estruturais. Resíduos Sólidos Urbanos.

COSTA, Luane Santos. **Waste to energy:** theoretical solutions adopting structural equation modeling. 99 f. 2022. Dissertation (Master's in Industrial Engineering) - Polytechnic School, Federal University of Bahia, Salvador, 2022.

ABSTRACT

In its latest report on the subject, the Brazilian Association of Public Cleaning and Special Waste Companies showed that Brazil is in a critical scenario in relation to the final destination given to urban solid waste (MSW). It is necessary to rethink the current management model. The use of MSW in the generation of electric energy is one of the viable alternatives adopted by about 20 sanitary landfills spread across the country that expands the energy matrix, which currently has the domain of hydroelectric plants. This work aims to develop a theoretical model through structural equation modeling to verify the dependence relationships between different MSW considerations and their application in electricity generation. Data were collected from the application of a questionnaire and the results show a strong correlation between the constructs: national plan for solid waste and energy capture through MSW. The database formed was applied in the SmartPLS software, which has a partial least squares (PLS) approach. The results obtained show that the biochemical treatment construct was the construct that had the strongest effect on the energy use of waste, showing that biochemical technologies are an interesting option to be used as a technological route for the energy use of waste products. MSW in Brazil. Finally, the modeling of structural equations, through the PLS approaches, in this case presented itself as a tool with indispensable notoriety to strengthen the areas of knowledge that present different relationships of dependence.

Keywords: Waste to Energy. Structural Equation Modeling. Urban Solid Waste

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Participação das regiões na geração de RSU (%).....	27
Figura 2 - Modelo estrutural teórico.....	544
Figura 3 - Exemplo de um modelo de caminho com três construções.....	566
Figura 4 - Cálculo do tamanho da amostra.....	611
Figura 5 - Etapas do teste de um modelo de equações estruturais.....	633
Figura 6 - Modelo preliminar teórico para avaliar o WTE.....	666
Figura 7 - Modelo de caminho, cargas externas e coeficientes estruturais.....	70
Figura 8 - Modelo estrutural após testes e ajustes.....	800

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Coleta de RSU no Brasil e regiões (t/ano)	27
Gráfico 2 - Coleta per capita de RSU no Brasil e regiões (kg/hab/ano).....	28
Gráfico 3 - Série histórica (1990 a 2020) das emissões do setor de resíduos.....	28
Gráfico 4 - Distribuição das emissões do setor de resíduos em 2020	29
Gráfico 5 - Gravimetria dos RSU no Brasil	31
Gráfico 6 - Oferta Interna de Energia Elétrica por Fonte	33
Gráfico 7 - Emissões de gases de efeito estufa no setor de Energia (1970 – 2020).....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados de RSU por região do Brasil (2020).....	322
Tabela 2 - Composição típica do biogás.....	40
Tabela 3 - Poder calorífico de materiais encontrados em RSU (kcal/kg)	43
Tabela 4 - Valores da recuperação energética em plantas de incineração de resíduos	466
Tabela 5 - Resultados do teste do modelo de medição com os indicadores validados.....	733
Tabela 6 - Cargas cruzadas.....	755
Tabela 7 - Validade do discriminante (Critério Fornell e Lacker)	766
Tabela 8 - Validade discriminante (Abordagem HTMT).....	766
Tabela 9 - Resultado da avaliação de colinearidade.....	788
Tabela 10 - Resultado do modelo estrutural.....	799
Tabela 11 - Distribuição percentual do modelo externo por constructo.....	822

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Critérios para avaliar indicadores de modelos reflexivos e formativos	555
Quadro 2 - Lista de constructos e indicadores.....	611
Quadro 3 - Critérios de Análise do Modelo de Medição.....	644
Quadro 4 - Critérios de análise do modelo estrutural.....	655
Quadro 5 - Quadro teórico das hipóteses da modelagem	677
Quadro 6 - Indicadores excluídos da modelagem de equações estruturais	722

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	<i>Avaliação do ciclo de vida</i>
AVE	Variância média extraída
CBQ	Tratamento Bioquímico
CB-SEM	Modelagem de Equação Estrutural Baseada em Covariância
CFA	Análise fatorial confirmatória
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
CO ₂ e	Dióxido de Carbono equivalente
COP21	21 ^a Conferência das Partes
CR	Confiabilidade composta
CTQ	Tratamento Térmico de Resíduos
DA	Digestão anaeróbica
ER	Razão de equivalência
f ²	Tamanho do efeito
GEE	Gases de efeito estufa
GRSU	Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos
GW	Gigawatt
GWh	Gigawatt-hora
H ₂	Hidrogênio
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
hab	Habitante
HCl	Cloreto de hidrogênio
HTMR	Heterotraitto-monotraço
kcal	Quilocaloria
kg	Quilograma
kWh	Quilowatt-hora
LFG	Landfill gás/gás
m ³	Metro cúbico
MEE	Modelagem de Equações Estruturais

Mg	Mega grama
MJ	Megajoule
MJ/Nm ³	Megajoule por metro cúbico normal
MQO	Mínimos quadrados ordinários
MtCO _{2e}	Milhões de toneladas de Dióxido de Carbono equivalente
MW	Megawatt
NBR	Norma Regulamentadora Brasileira
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
NO _x	Óxidos de nitrogênio
O&M	Operação e manutenção
p	Probabilidade
PCI	Poder calorífico inferior
PGRS	Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
pH	Potencial hidrogeniônico
PLANARES	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PLS	Partial Least Squares
PLS-SEM	Modelagem de mínimos quadrados parciais ou modelagem de caminho PSL
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
Q ²	Relevância Preditiva
q ²	Efeito Preditivo q ²
R ²	Variância Explicada
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEM	Structural Equation Modeling
SO ₂	Dióxido de enxofre
t	Tonelada
TWh	Terawatt-hora
UNFCCC	Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática - <i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i>
US EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
VIF	Variance inflation factor
VL	Variáveis latentes
VM	Variáveis manifestantes
WtE	Waste to Energy - Aproveitamento Energético dos Resíduos

LISTA DE SÍMBOLOS

π_i	É o parâmetro que reflete a contribuição de x_i à variável latente.
X_n	Equação linear variável latente $\lambda_{x_n} \zeta$
ϵ_i	Perturbações (ou ruídos) são tratadas nos indicadores endógenos
n	Quantidade de indicadores por constructo
x_i	Indicador do Constructo Exógeno
y_i	Indicador do Constructo Endógeno
β_i	Coefficientes de Caminho
δ_i	Perturbações (erros de medição) Indicadores Exógenos
ζ_i	Perturbações (ou ruídos) são tratadas nos constructos endógenos
η	Constructo Endógeno
λ_i	Carga Fatorial
ξ	Constructo Exógeno

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA	18
1.2	OBJETIVOS	22
1.2.1	Objetivo geral	22
1.2.2	Objetivos específicos	22
1.3	JUSTIFICATIVA	23
1.4	ESTRUTURA DO TRABALHO	255
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	26
2.1	A PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL	26
2.1.1	Panorama atual	26
2.1.2	Composição física de RSU no Brasil	30
2.2	GERAÇÃO DE ENERGIA	32
2.3	POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS	35
2.4	APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DOS RESÍDUOS	38
2.4.1	Tratamento Bioquímico de resíduos	40
2.4.1.1	<i>Digestão anaeróbica</i>	40
2.4.1.2	<i>Fermentação</i>	42
2.4.2	Tratamento térmico de resíduos	433
2.4.2.1	<i>Incineração</i>	43
2.4.2.2	<i>Gaseificação</i>	47
2.4.2.3	<i>Pirólise</i>	49
2.5	MODELAGEM DE EQUAÇÃO ESTRUTURAL	511
2.5.1	Modelos de caminho e variáveis	533
2.5.2	Modelos de medição reflexiva e formativa	555
2.6	RESUMO PARCIAL DO CAPÍTULO 2	577
3	METODOLOGIA DA PESQUISA	588
3.1	ESCOLHA DO MÉTODO PLS	588
3.2	DETALHAMENTO DA METODOLOGIA	599
3.2.1	Levantamento do Estado da Arte	599
3.2.3	Elaboração questionário, amostragem e coleta de dados	60
3.2.4	Análise de dados	622

3.2.4.1	<i>Avaliação do modelo de mensuração</i>	64
3.2.4.2	<i>Avaliação do modelo de estrutural</i>	644
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	688
4.1	MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS	688
4.1.1	Análise fatorial exploratória, Análise das hipóteses e coeficientes de caminho (β)	699
4.1.2	Análise do modelo de medição (mensuração)	733
4.1.3	Análise do modelo estrutural	777
4.1.4	Análise do modelo como ferramenta de apoio à gestão de resíduos	800
4.2	CONCLUSÕES PARCIAIS DO CAPÍTULO 4	84
5	CONCLUSÃO	855
	REFERÊNCIAS	877
	APÊNDICE A - Questionário (constructos e indicadores) com escala likert 1 a 5	988

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA

A relação meio ambiente-economia indica claramente que, enquanto a economia gerar mais resíduos do que a capacidade de assimilação do meio ambiente, o sistema é afetado negativamente e os benefícios mútuos obtidos pelos dois são distorcidos (ROMEIRO, 2012). Os resíduos sólidos cada vez mais têm sido objeto de preocupação das sociedades modernas, porque quando não gerenciados corretamente eles oferecem risco potencial ao ambiente, assim políticas públicas devem ser elaboradas com intuito de prevenir a degradação ambiental.

Neste contexto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída no Brasil através da Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto nº 7.404 de 23 de dezembro de 2010, define os resíduos sólidos urbanos (RSU) como resíduos domiciliares, originários de atividades domésticas em residências urbanas, e como resíduos de limpeza urbana, que são provenientes da varrição, da limpeza de logradouros e vias públicas (BRASIL, 2010a, 2010b).

O modo como são tratados os RSU, e a valorização em termos técnicos e econômico tem se mostrado uma alternativa interessante para minimizar os impactos ambientais gerados pela exploração de recursos naturais. Por isso os países europeus em destaque estão procurando alternativas sustentáveis para racionalizar a utilização dos recursos naturais e ao mesmo tempo, diminuir o impacto ambiental devido aos gases de efeito estufa (GEE) emanados pela degradação do RSU.

No Brasil, existe muita burocracia, fragilidades nas leis e atraso nas definições das demandas sociais dos países em desenvolvimento, tudo isso resulta em atraso nas políticas de saneamento básico e em problemas na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (GRSU). Em geral, como não existe Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) integrado, que inclua estados e municípios, das cerca de 80 milhões de toneladas de RSU por ano, geradas no Brasil (apenas 3%), são direcionados para a reciclagem, ocasionando uma perda financeira de cerca de R\$ 120 bilhões por ano (MAIER; OLIVEIRA; REVIEWS, 2014; ABRELPE, 2016; ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017).

As legislações nacionais passaram a dar destaque ao modo como os resíduos devem ser manejados. A PNRS em sua redação, obriga o tratamento dos resíduos antes da disposição final em aterros, abrangendo a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético dos resíduos sólidos, conforme a hierarquia de prioridades. O aterro

sanitário deve ser o destino apenas do último resíduo (rejeito), depois de esgotadas as possibilidades de valorização.

A PNRS, considerada um marco no setor dos resíduos por tratar de todos os resíduos sólidos, criou uma cadeia positiva de valor em torno dos RSU, que incentiva a proteção climática e estimula a preservação de recursos naturais. Incentiva, ainda, a economia, ao permitir a criação de fluxos para a recepção e distribuição dos resíduos que seriam descartados sem nenhum aproveitamento sejam utilizados como recursos em outros processos.

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2021, os números referentes à geração de RSU revelam um total anual de 82,5 milhões de toneladas no país em 2020. O montante coletado em 2020 foi de 76,1 milhões de toneladas, registrando um índice de cobertura de coleta de 92,2% para o país, o que evidencia que 6,4 milhões de toneladas de resíduos não foram objeto de coleta e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio. Além disso, cerca de 46 milhões de toneladas de RSU foram dispostos em aterros sanitários. Os resíduos remanescentes foram despejados em locais inapropriados, totalizando mais 30 milhões de toneladas de resíduos em lixões ou aterros controlados, que não possuem as condições necessárias para proteger à saúde de milhões de pessoas contra danos diretos e proteger o meio ambiente contra as degradações ambientais.

O aterro sanitário é atualmente o principal método de tratamento de RSU adotado no Brasil, por ser mais econômico e mais fácil de ser construído pelos municípios. No entanto, locais apropriados para aterros nas grandes cidades tornaram-se escassos. Os aterros sanitários contribuem para a emissão de GEE, como metano e dióxido de carbono.

Desta forma, é possível perceber que o Brasil se encontra em um cenário crítico em relação à destinação final dada aos resíduos sólidos urbanos que são gerados em territórios brasileiros. Assim, existe uma necessidade urgente da ampliação da divulgação dos efeitos adversos do descarte inapropriado do RSU para a população em geral desta forma, todos terão conhecimento e poderão cobrar ação dos órgãos de controle público, também é preciso repensar o modelo de gestão atual, através de estratégias para integrar os atores públicos, as empresas e a sociedade como um todo. O aproveitamento dos RSU na matriz energética se torna hoje uma condição fundamental de aproveitamento energético dos materiais que possuem maior potencial de trabalho, ou exergia adequada para tais fins.

O sistema energético do país é atualmente dominado por usinas hidrelétricas centralizadas, mas tem enorme potencial de expansão através de fontes de energia renováveis como a biomassa. Essa expansão permitiria o aumento do potencial energético e benefícios operacionais, como geração de eletricidade descentralizada com controlabilidade relativamente

alta, integração de baixo nível na rede elétrica, compensação pela redução da geração de eletricidade devido a baixos ciclos hidrológicos e períodos de construção comparativamente curtos.

Existem pesquisas no Brasil avaliando o potencial de produção de energia por resíduos no país. Oliveira e Rosa (2003) mostraram que o uso de RSU no Brasil poderia fornecer cerca de 50.000 GWh de energia elétrica por ano, o que corresponde a 8,8% do fornecimento de energia elétrica do país em 2011. Lino e Ismail (2011) estimam que o biogás de aterros sanitários no Brasil poderia produzir 3,3 GW de potência. De acordo com Carvalho et al. (2012), a digestão anaeróbia de RSU na cidade do Rio de Janeiro pode produzir biogás para gerar 0,127 GWh de energia por ano. Salomon, Eduardo e Lora (2009) estimaram que o potencial de geração de eletricidade a partir de aterros sanitários no Brasil é de cerca de 0,214 GW.

Em 2019, a oferta interna de energia elétrica no Brasil atingiu 651,3 mil GWh, 2,3% superior a 2018, com 636,4 mil GWh. A produção de eletricidade utiliza recursos predominantemente renováveis, correspondendo a 83% (BRASIL, 2020a) onde a biomassa corresponde a 6,6%, a energia hidráulica corresponde a 81,9% e a energia eólica corresponde a 0,5%. Os outros 11,1% correspondem as energias não renováveis (nuclear, gás natural, carvão e petróleo). O uso de biomassa para geração de eletricidade corresponde a madeira, bagaço de cana, Landfill gás/gás (LFG) e outros.

As ações que visam a recuperação dos resíduos sólidos estão emergindo com força no cenário global desde o momento que as nações começaram a entender que despejar resíduos em aterros controlados ou sanitários aumentam as emissões de gases de efeito estufa. As ações de contenção não conseguem apartar o índice de contaminação a médio e longo prazo, e as atividades de manutenção após o encerramento dos aterros são dispendiosas.

Ademais, população que cresce de forma desenfreada demandado cada vez mais recursos energéticos para suprir as suas necessidades básicas, como por exemplo a demanda alimentícia. Este comportamento impulsiona o encarecimento desses recursos e os recursos naturais e contribui na formação cultural de uma sociedade mais sensível, voltada a ações de proteção e preservação ambiental.

Devido ao aumento do consumo de produtos e geração de resíduos, a utilização de ferramentas eficazes para a gestão de resíduos sólidos públicos tem sido necessária para minimizar os impactos ambientais e de saúde pública. Essas ferramentas compreendem análise de regressão, métodos baseados em sistemas de informações geográficas, estatística descritiva e estatística inferencial (GHINEA et al., 2016; ZOUBOULIS; PELEKA, 2019) entre outros.

Além dessas ferramentas frequentemente citadas também é utilizada a modelagem de equações estruturais (MEE) que é uma técnica multivariada que combina aspectos de regressão múltipla e análise fatorial para estimar uma série de relações de dependência inter-relacionadas simultaneamente (HAIR et al., 2017).

Diante das considerações acima o trabalho busca responder o seguinte problema: Como desenvolver um modelo teórico através da modelagem de equações estruturais para verificar as relações de dependência entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica?

O Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos inclui várias soluções para reduzir os impactos ambientais e sociais. Esta alternativa combina diferentes soluções como a redução da geração de resíduos, a recuperação de materiais, a reciclagem, a recuperação de energia e como última opção, os aterros. Essa prática está incorporada a qualquer estratégia moderna que envolva a gestão de RSU (LEME et al., 2014).

A prática de utilizar a energia dos resíduos, ou em inglês *waste to energy* (WtE), como técnica de gerenciamento de RSU, resulta na minimização dos impactos ambientais no aterro e na geração de energia renovável. As usinas de conversão de resíduos em energia atendem ao duplo objetivo de reduzir a quantidade de resíduos enviados para aterros e, simultaneamente, produzir energia útil - calor e/ou energia (EUROSTAT, 2017). Por meio da aplicação de envelopes de dados e metodologias de análise de sustentabilidade, Oliveira et al. (2008) comprovaram que o aproveitamento energético dos resíduos é o insumo mais sustentável no curto prazo, se comparado a outras fontes de energia.

Nos últimos anos, o tratamento térmico de resíduos urbanos tem sido discutido com mais intensidade nos países bálticos como uma das opções de gerenciamento de resíduos que lhes permite atingir as metas legais em um tempo relativamente curto (MMEREKI, et al., 2019). A primeira instalação de WtE de propriedade da Eseti Energia AS (uma empresa pública) foi construída na Estônia, que iniciou suas operações em 2013 na usina termelétrica de Iru. A instalação de WtE foi planejada para uma capacidade de 220.000 t/ano de RSU e geração de 138 GWh/ano de eletricidade e 320 e 400 GWh/ano de calor (MALINAUSKAITE et al., 2017).

O descarte de resíduos energéticos tem um enorme potencial para gerar energia alternativa (renovável e não convencional) a partir de RSU, reduzindo as emissões de gases de efeito estufa, criando benefícios socioeconômicos e ambientais e alcançando uma expansão sustentável do setor de energia. No entanto, apesar desses enormes benefícios, o mercado brasileiro de descarte de RSU continua dominado por aterros sanitários.

Neste contexto, a geração de energia a partir de resíduos surge como uma estratégia que

entrelaça reaproveitamento e destinação final resultando em um balanço ambiental global mais favorável. Isso se configura em uma crescente demanda por energia elétrica e a necessidade de políticas públicas voltadas para o incentivo, a produção de energia elétrica por meio de outras fontes. Assim, a geração distribuída de energia elétrica no Brasil a partir de fontes alternativas tende a aumentar, os dois métodos utilizados para ofertar energia elétrica e biocombustível são o tratamento térmico dos resíduos e o tratamento bioquímico. Buscando um ambiente sustentável por intermédio da eficiência energética e do combustível derivado de matérias-primas alternativas.

Uma das vantagens da utilização dessa prática é que ela é uma fonte ambientalmente adequada e pode ser usada no lugar das fontes tradicionais de energia, além disso também permite a preservação de recursos energéticos não renováveis, possibilita processamentos em larga escala de combustíveis alternativos, a mitigação de passivos ambientais que seriam descartados aterros ou outros locais inapropriados contribuindo assim com à saúde pública e a geração de empregos.

Admite-se que a sinergia entre o setor de resíduos e o de energia possa vir a garantir uma posição de destaque na diversificação da matriz energética e no gerenciamento de resíduos, o país enfrenta graves problemas nessas áreas. Dessa forma, é cada vez mais imprescindível a busca por soluções sustentáveis que minimizem os impactos gerados pela disposição inadequada de RSU, como a coleta seletiva, reciclagem, investimento em tecnologias para tratamento de resíduos e adoção de cadeias de fornecimento WtE. Transformar resíduos em energia pode ser uma chave para resolver o grande problema que a destinação inadequada de resíduos causa às pessoas e ao meio ambiente.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo geral desenvolver um modelo teórico através da modelagem de equações estruturais para verificar as relações de dependência entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica. Os dados e informações foram levantados a partir da aplicação de *survey*.

1.2.2 Objetivos específicos

Como objetivos específicos destacam-se:

- Desenvolver a modelagem de equações estruturais para verificar as relações de dependência entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica;
- Identificar indicadores na verificação das relações de dependência entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica;
- Verificar as relações qualitativas dos conhecimentos apresentados através de heurísticas e múltiplas simulações;
- Examinar as estimativas do PLS-SEM para avaliar a confiabilidade e a validade das medidas de construto.
- Elaborar uma pauta de recomendações para o projeto teórico de aproveitamento energético de RSU.

1.3 JUSTIFICATIVA

O crescimento populacional tem contribuído para uma maior utilização de recursos materiais e naturais, com conseqüente aumento na geração de RSU. Cada vez mais as pessoas demandam uma maior geração de energia, o que acarreta graves impactos ambientais, além de potenciais riscos à saúde pública (ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017). O Brasil, por exemplo, é um país dependente das hidrelétricas para geração de eletricidade, o que aumenta o risco de crise no setor (BRASIL, 2020b). Para monitorar a evolução dos impactos ambientais, cabe à sociedade conhecer os riscos e promover meios para mitigá-los (GUPT; SAHAY, 2015).

As mudanças climáticas são consideradas um grande desafio global, a descarbonização do setor energético exige uma transformação massiva que envolve um aumento das participações renováveis na matriz energética e a recuperação energética poderá ser utilizada diretamente na solução dos obstáculos da infraestrutura e no aumento de produtividade. Os resíduos podem ser considerados um problema ambiental ou um recurso energético, dependendo da visão de quem vê.

Visto de uma perspectiva de sistema de energia, é interessante incluir mais resíduos orgânicos no sistema de energia, pois isso aumentará o nível de energia renovável no sistema e, portanto, diminuirá as emissões de CO₂.

Nos últimos anos, estudos técnicos e científicos revelaram que a gestão tradicional de resíduos fundamentada no descarte final de RSU em aterro sanitário contribui significativamente para as emissões de GEE.

Desta forma, é notório que existe uma urgente necessidade da permuta da simples disposição final dos resíduos por intervenções de valorização. Com o avanço tecnológico, o despejo de resíduos sólidos urbanos em aterros tem se mostrado do ponto de vista técnico e econômico um modelo ultrapassado, já que existem diversas maneiras de valorizar o resíduo e utiliza-lo como insumo em outros processos, dispondo somente o rejeito nos aterros sanitários.

A alternativa de aproveitamento energético de RSU no Brasil ainda é pouco explorada na prática. Deste modo, destaca-se a importância de avaliar como atores sociais atuam na superação dos desafios para a construção de uma cadeia de fornecimento WtE. A partir dos resultados dessa análise, pretende-se contribuir teoricamente para o avanço da literatura estudada, gerar insights sobre o tema e sinalizar possíveis caminhos para atores dos mais diversos campos.

No Brasil ainda se utiliza os chamados lixões para descartar os resíduos gerados que não serão aproveitados, essa situação tem suscitado a discussão sobre o emprego de tecnologias que reduzam a quantidade de lixo a dispor e ainda resultem em outras vantagens como a obtenção de receitas pela comercialização de coprodutos gerados, como energia elétrica, térmica, biocombustíveis, recicláveis, adubos naturais ou cinzas para a construção civil.

Para resolver esse problema, a maioria dos países do mundo está desenvolvendo métodos e tecnologias para reduzir as emissões de carbono relacionadas ao lixo por meio do gerenciamento integrado de resíduos com recuperação de energia. Portanto, o gerenciamento, a utilização e a conversão eficazes de RSU em energia útil – processos que compõem o WtE – têm o potencial de reduzir a pegada de emissão de carbono e podem ser um meio de fornecer uma solução sustentável e ecologicamente correta para preencher a lacuna entre a energia e o meio ambiente (OLIVEIRA et al., 201).

Assim, existe a necessidade de eliminar os lixões das cidades brasileiras, com vistas ao aproveitamento energético do lixo urbano, desta forma os usos alternativos de resíduos para a produção de energia tornam-se cada vez mais interessantes quando considerados de duas perspectivas, a da gestão de resíduos e a perspectiva do sistema.

Este trabalho compreende uma abordagem inovadora, através da MEE, capaz de relacionar variáveis com os seus respectivos constructos. Assim, a importância acadêmica do presente estudo justifica-se na medida em que se propõe a contribuir para uma melhor compreensão de como à luz dos dados sobre evolução da quantidade e da composição disponíveis, estimar a composição das rotas tecnológicas que permitirão o aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos.

1.4 ESTRUTURA DO TRABALHO

A presente dissertação está estruturada em cinco capítulos. No primeiro capítulo é realizada uma introdução sobre o tema foco da pesquisa, são abordados assuntos como à questão dos resíduos sólidos no Brasil. São destacados o problema de pesquisa, os objetivos do estudo, a justificativa e a estrutura do trabalho. O segundo capítulo trata da revisão de literatura, fornecendo embasamento teórico sobre os tópicos da pesquisa, dentre os principais estão: resíduos sólidos urbanos, políticas públicas, tecnologias *waste to energy*, com suas respectivas barreiras de implantação. O terceiro capítulo compreende a metodologia da pesquisa, portanto mostra os procedimentos necessários para aplicar a modelagem de equações estruturais para que o modelo teórico possa ser concretizado. O quarto capítulo apresenta os resultados, bem como a análise de cada variável apresentada no modelo. Por fim, no quinto capítulo, faz-se as considerações finais sobre o estudo apresentado.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A revisão da literatura nos próximos tópicos foi desenvolvida por meio de uma análise do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos, uma discussão importante para minimizar impactos ambientais.

Cerca de 40% dos RSU gerados em todo o mundo são destinados em aterros, enquanto 30% são dispostos em lixões a céu aberto. Em 2030, espera-se que a geração de resíduos em todo o mundo chegue a 2,59 bilhões de toneladas (BANCO MUNDIAL, 2018). Resíduos mal gerenciados de décadas de crescimento econômico requerem ação urgente, pois os orgânicos prontamente biodegradáveis no fluxo de RSU causam um aumento nas emissões de GEE (YAMAN; ANIL; ALAGHA, 2020), porque esses materiais em aterros produzem cerca de 60% de CH₄ e gases de 40% CO₂ durante a digestão anaeróbia (BECK., 2004).

Segundo Browne et al. (2014), a geração de RSU não é simplesmente um produto da sociedade, está relacionada ao nível de desenvolvimento e às taxas de mudança social e econômica dessa sociedade e à forma por ela adotada para alcançar a modernidade.

A população sempre vai gerar resíduos, mas boas decisões sobre o que constitui lixo (ou seja, evitar o desperdício), minimizar a quantidade gerada e a implementação de práticas de gestão adequadas por parte das autoridades, são elementos essenciais para evitar problemas ecológicos irreversíveis.

2.1 A PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

2.1.1 Panorama atual

A geração de RSU no Brasil sofreu influência direta da pandemia da COVID-19 durante o ano de 2020, foram geradas aproximadamente 82,5 milhões de toneladas, ou 225.965 toneladas diárias. Assim, cada brasileiro gerou, em média, 1,07 kg de resíduo por dia (ABRELPE, 2021).

De acordo com a figura 1, a região sudeste é a que apresenta a maior participação na geração de RSU no Brasil, representando 49,7% gerado no país em 2020 e 452,2 kg/hab/ano. A região nordeste é a segunda a apresentar um percentual mais elevado no contexto nacional, com 24,7% e 288,9kg/hab/ano no mesmo período (ABRELPE, 2021).

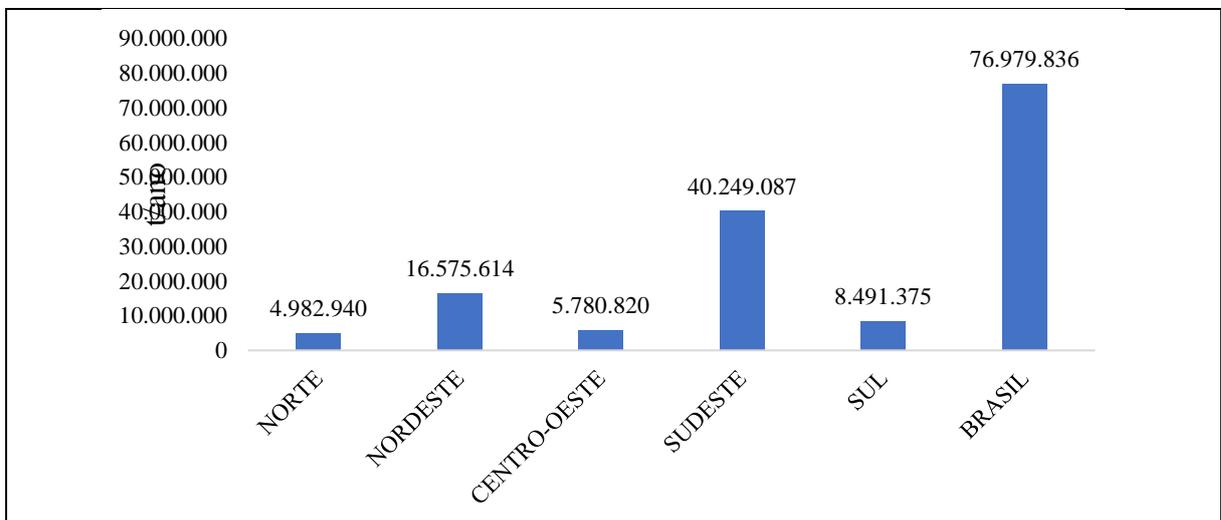
Figura 1 - Participação das regiões na geração de RSU (%)



Fonte: ABRELPE (2021).

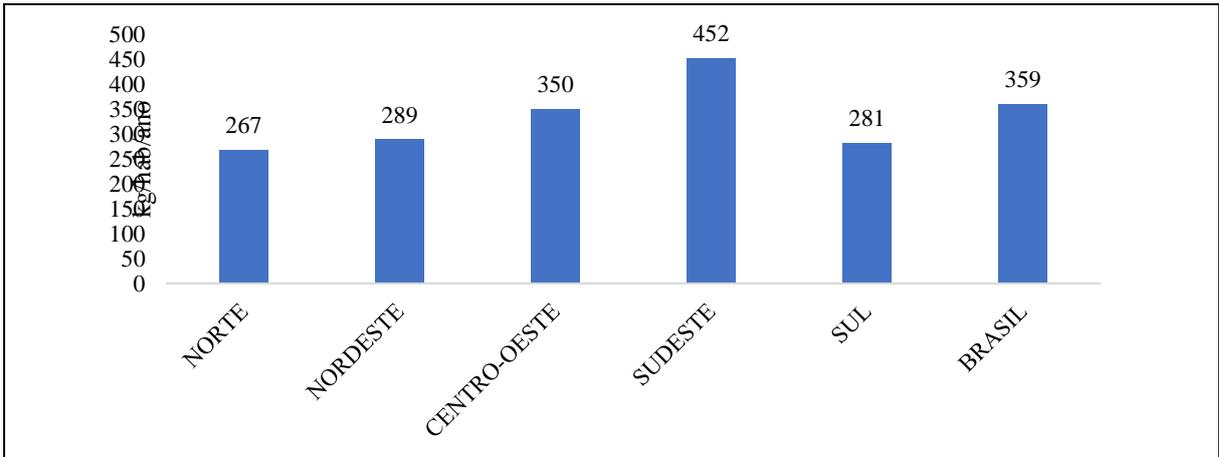
Em relação ao índice de cobertura da coleta de RSU, a quantidade de materiais dispostos para coleta junto aos serviços de limpeza urbana também cresceu, levando a um total de 76,1 milhões de toneladas coletadas no ano de 2020, o que implica em uma cobertura de coleta de 92,2%, conforme o Gráfico 1 e 2, a região sudeste se destaca com massa coletada de pouco mais de 40 milhões de toneladas por ano e uma coleta per capita de 452 (kg/hab/ano), a região nordeste vem em segundo lugar com uma massa coletada de 16,5 milhões (ABRELPE, 2021).

Gráfico 1 - Coleta de RSU no Brasil e regiões (t/ano)



Fonte: adaptado da ABRELPE (2021).

Gráfico 2 - Coleta per capita de RSU no Brasil e regiões (kg/hab/ano)

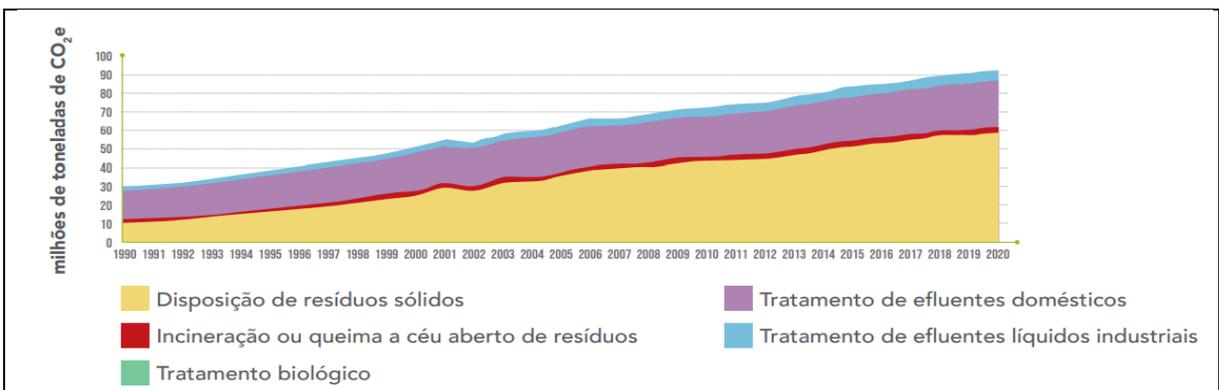


Fonte: adaptado da ABRELPE (2021).

A legislação brasileira permite a destinação final ambientalmente adequada, desde que observadas as normas de segurança de modo a evitar risco a saúde pública e problemas ambientais. No Brasil, a maior parte dos RSU coletados seguiu para disposição em aterros sanitários, com 46 milhões de toneladas enviadas para esses locais em 2020, superando a marca dos 60% dos resíduos coletados que tiveram destinação adequada no país. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, ainda estão em operação e receberam quase 40% do total de resíduos coletados (ABRELPE, 2021).

A disposição final de resíduos sólidos em aterros controlados, lixões e aterros sanitários é uma das maiores fontes de emissões de GEE do setor de resíduos, responsável pela emissão de 64% dos 92 milhões de toneladas de CO₂ que o setor de resíduos produziu em 2020. Outras atividades, como a incineração de resíduos, não são comuns no Brasil e contribuem muito pouco para as emissões do setor (SEEG, 2021). As emissões totais associadas à disposição final, assim como seu comportamento histórico, estão demonstradas no gráfico 3.

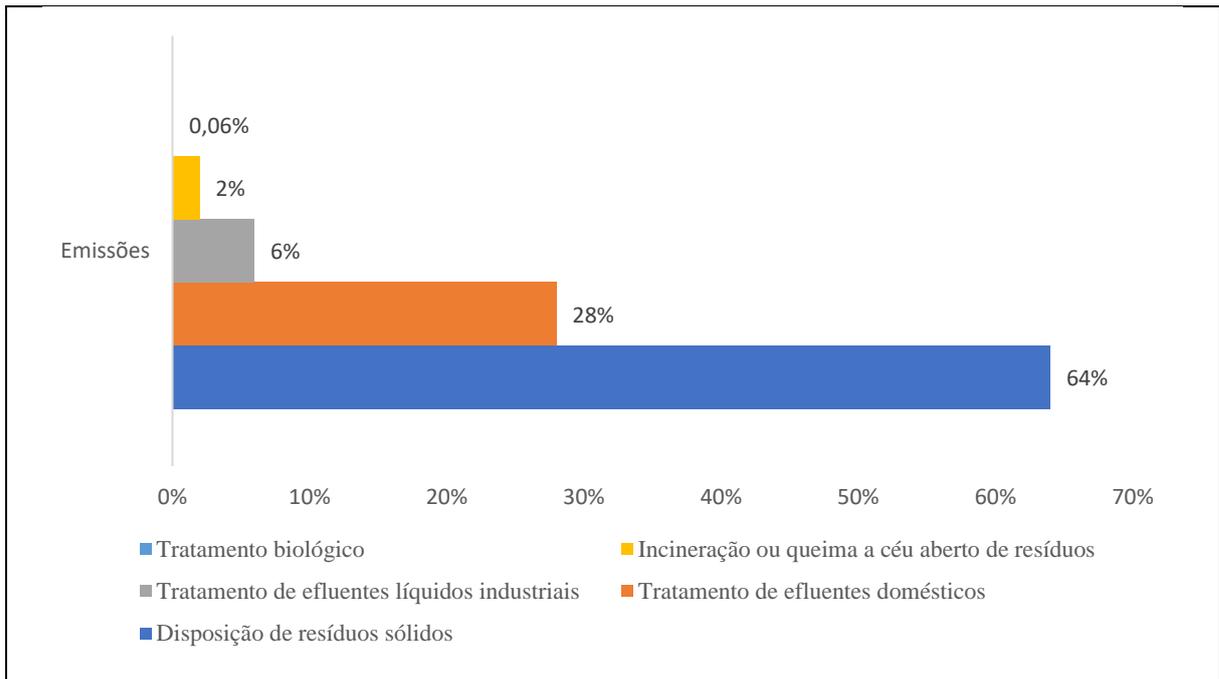
Gráfico 3 - Série histórica (1990 a 2020) das emissões do setor de resíduos



Fonte: SEEG (2021).

O gráfico 4 apresenta a contribuição de cada subsetor no total de emissões de GEE. No ano de 2020, 64,0% das emissões foram provenientes da disposição final de RSU, 28,0% do tratamento de efluentes líquidos domésticos, 6,0% do tratamento e afastamento de efluentes líquidos industriais, 2,0% da incineração ou queima a céu aberto de resíduos e 0,06% do tratamento biológico.

Gráfico 4 - Distribuição das emissões do setor de resíduos em 2020



Fonte: adaptado da SEEG (2021).

Nota-se, portanto, que as emissões do setor são principalmente associadas à disposição final de RSU em aterros sanitários, aterros controlados ou lixões. Nessa perspectiva histórica, evidencia-se o agravamento dos efeitos negativos gerados pela problemática de RSU no contexto brasileiro e, por consequência, a necessidade urgente de mudanças nesse cenário.

Existe uma variedade de projetos para a recuperação de biogás no Brasil de 2003 a 2020 foram contabilizados 49 projetos na plataforma de consulta de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo da *United Nations Framework Convention on Climate Change*¹ (UNFCCC). Desde 2003, foram recuperadas por meio da queima ou do aproveitamento energético do biogás 117 milhões de toneladas de CO₂. Em 2020 esses aterros recuperaram cerca de 12 MtCO₂e. A partir de uma projeção bastante simplificada, conservando as atuais taxas de desvio de aterros sanitários e recuperação de metano, estima-se que descartar os resíduos em aterros sanitários

¹ Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas

sem incluir alternativas para a valorização do resíduo coletado pode provocar um aumento anual nas emissões de cerca de 10 milhões a 20 milhões toneladas de CO₂e, essa estimativa mostra que é imperativo que, no Brasil, seja implementada uma gestão de resíduos sustentável que recupere os resíduos descartados (SEEG, 2021).

Estudos recentes no Brasil mostraram que a disposição de resíduos em aterros sanitários contribui com 1,9% das emissões de GEE (AZEVEDO et al., 2019). Além disso, prevê-se que em 2030 as emissões de GEE possam aumentar devido às práticas atuais de gestão de resíduos, principalmente pela alta participação de resíduos orgânicos, papel e papelão, que geram grandes quantidades de metano quando depositados no solo (KHANDELWAL et al., 2019).

A queima a céu aberto de resíduos pode ser definida como a combustão ao ar livre ou em lixões sem filtragem. A estimativa de emissões de GEE oriundas da queima a céu aberto passou a ser contemplada no Quarto Inventário Nacional, sendo que essa é adotada como uma prática da população que não tem acesso ao sistema de coleta de lixo municipal, ocorrendo de forma mais frequente em áreas rurais. No Brasil, observa-se um maior número de municípios nas regiões Norte e Nordeste que aplicam esse tipo de tratamento (SEEG, 2021).

2.1.2 Composição física de RSU no Brasil

O primeiro passo nos estudos de gestão de RSU é determinar a caracterização dos resíduos. O RSU é uma mistura de uma grande variedade de materiais orgânicos e inorgânicos, alimentados de diferentes fontes, como estabelecimentos residenciais e comerciais. Resíduos como papel, vidro, plástico, têxteis, eletroeletrônicos, metais e resíduos orgânicos são substâncias comuns nos RSU em diferentes locais. A quantidade de resíduos, densidade, análise de grupos de substâncias, teor de umidade, valor calorífico e outras análises são as características mais básicas que refletem as características dos resíduos. De acordo com a caracterização dos resíduos sólidos, são decididas as instalações a incluir no sistema de gestão de resíduos e as capacidades dessas instalações.

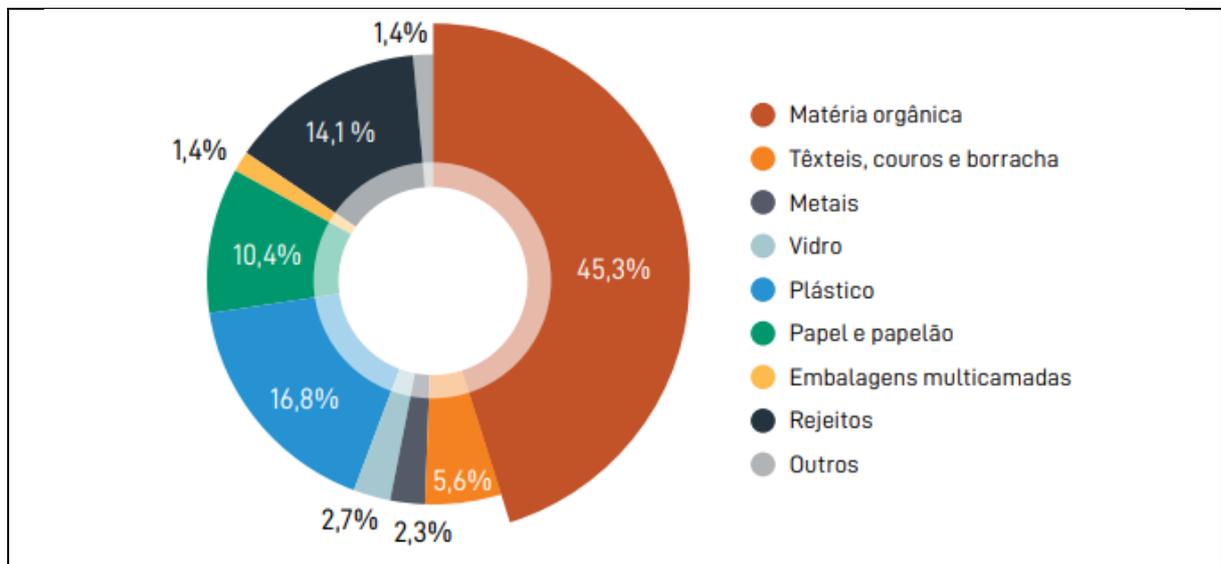
São vários os fatores que influenciam a composição RSU gerada em uma determinada localidade (HANSEN et al., 2007; PRESERVALE, 2014). Segundo Rybova (2019), a composição do RSU está relacionada à região geográfica, tamanho da população, condições sociais e hábitos alimentares das pessoas, bem como as atividades econômicas predominantes e até mesmo a estação do ano.

A gravimetria é uma característica física que o resíduo possui e serve para determinar o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de lixo. Matéria orgânica,

papel, papelão, tecidos, materiais poliméricos (plásticos e borrachas), vidro, madeira, metais ferrosos e não ferrosos são os componentes predominantes da composição física dos RSU e quando descartados de maneira incorreta representam uma fonte de poluição ambiental (PRESERVALE, 2014).

É possível estimar o desenvolvimento econômico de um país por meio da análise da composição física de seus RSU. Em geral, quanto maior a renda de um país, maior o consumo e, portanto, a quantidade de resíduos gerados. A quantidade de RSU gerados no Brasil depende do tipo de estrutura econômica (agricultura, indústria, turismo etc.), características regionais (rural ou urbana), nível de educação da população e clima (PRESERVALE, 2014). Menos embalagens (de papel, plástico etc.) costumam ser utilizadas em regiões menos desenvolvidas e há maior geração de resíduos de matéria orgânica (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Portanto, os resíduos gerados em maior proporção em todo território brasileiro listados no gráfico 5 correspondem à matéria orgânica (45,3%), conforme esperado para os RSU brasileiros (PRESERVALE, 2014; MÜNNICH et al., 2017). Conforme observado por Machado et al. (2010), a porcentagem de matéria orgânica presente no RSU influencia suas propriedades, como compressibilidade, resistência ao cisalhamento e permeabilidade.

Gráfico 5 - Gravimetria dos RSU no Brasil



Fonte: ABRELPE (2021).

Os principais componentes dos resíduos brasileiros são orgânicos e plásticos, que contribuem com 62,1% do peso total dos resíduos gerados. O potencial de produção de energia depende da quantidade e qualidade do RSU. Conforme demonstrado no gráfico 5, o RSU brasileiro possui um bom percentual de orgânicos, que favorecem a produção de biogás, porém,

os orgânicos apresentam 60% de umidade, ocasionando o baixo valor de poder calorífico inferior (PCI) (LEME, 2010).

Os tipos de resíduos sólidos permitidos em aterros sanitários brasileiros são aqueles definidos como Classe IIA pela norma brasileira (NBR) 10004 produzida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 2004; BRASIL, 2006) , ou seja, resíduos não perigosos e não inertes, como: RSU de origem doméstica e comercial; resíduos das atividades de capina, varredura, poda e raspagem; resíduos de estações de tratamento de esgoto (ralo, separador de areia e resíduos de desidratação de lamas); resíduos desidratados de veículos de limpeza de fossa; resíduos desidratados de estações de tratamento de água; e resíduos sólidos oriundos de plantas industriais, mercados ou outras fontes cuja classificação de Classe II tenha sido verificada por laudo técnico após análise laboratorial de acordo com normas específicas da ABNT (2004).

As contribuições regionais para os parâmetros de geração, coleta e destinação final de RSU são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1 - Dados de RSU por região do Brasil (2020)

Indicadores	Norte	Nordeste	Centro-oeste	Sudeste	Sul
População	18.906.952	57.667.842	16.707.336	89.632.912	30.402.587
Geração RSU (t/ano)	5.866.645	19.700.875	5.815.180	39.442.995	8.243.890
Geração per capita (kg/hab/ano)	322,70	347,10	361,40	449,70	277,00
Coleta de RSU (t/ano)	4.770.185	15.973.495	5.453.465	38.681.605	7.869.765
Coleta per capita (kg/hab/ano)	262,4	281,4	339,1	440,9	264,6
Destinação final em aterro Sanitário (t/ano)	1.773.927	6.016.948	2.456.849	29.542.830	6.011.894
Destinação final em aterro Controlado ou Lixão (t/ano)	3.209.013	10.558.666	3.323.972	10.706.257	2.479.482

Fonte: ABRELPE (2021).

Considerando as desigualdades regionais em todo o país, com consideráveis disparidades econômicas e sociais entre estados e entre vilas e cidades no Brasil, a situação com relação aos resíduos sólidos também deve ser analisada por região. Isso fornecerá dados mais representativos da realidade do país e ajudará a identificar as regiões ou áreas urbanas que necessitam de ações de mitigação mais intensas (LADEIRA, 2013).

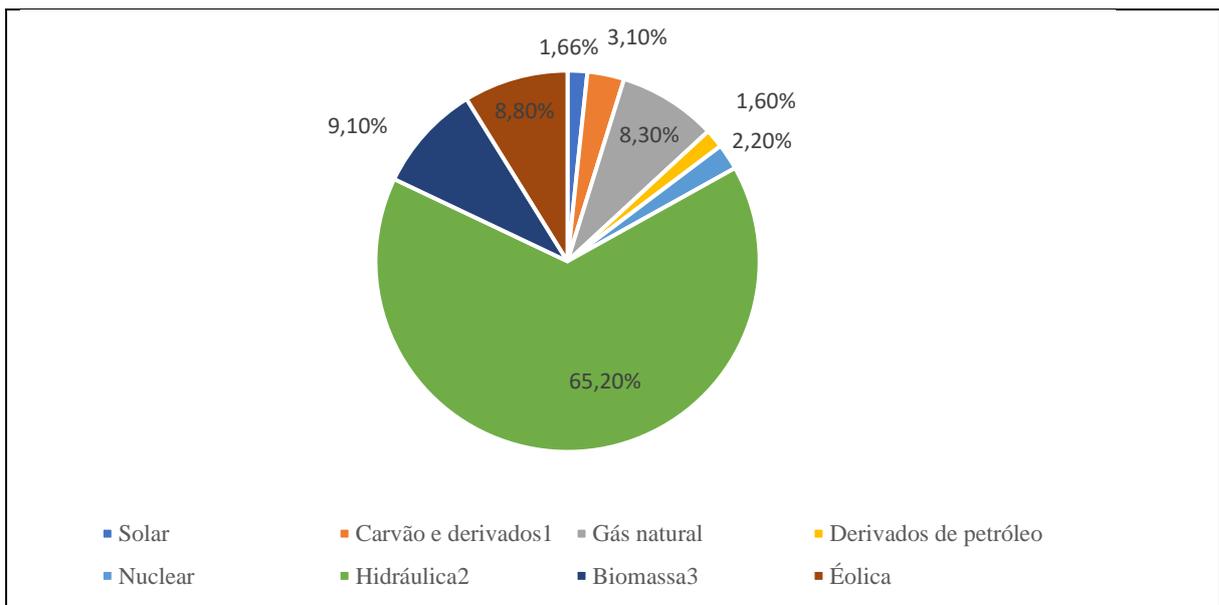
2.2 GERAÇÃO DE ENERGIA

A matriz elétrica Brasileira é constituída majoritariamente por fontes renováveis que representam 84,8% da oferta interna de eletricidade no Brasil e é resultante da soma dos

montantes referentes à produção nacional mais as importações, que são essencialmente de origem renovável, a matriz energética conta com a predominância das fontes hídricas que constituem 65,2% da oferta interna (BEN, 2021).

Em 2020, a capacidade total instalada de geração de energia elétrica do Brasil (centrais de serviço público e autoprodutoras) apresentou um aumento de 4.618 MW chegando a 174.737 MW, não incluída a mini e micro geração. A geração de energia elétrica no Brasil em centrais de serviço público e autoprodutores alcançou 621,2 TWh em 2020, resultado 0,8% inferior ao de 2019. 15,8% do total nacional foi produzido a partir de fontes não renováveis, contra 17,7% em 2019 (BEN, 2021). O gráfico 6 apresenta a estrutura da oferta interna de eletricidade no Brasil em 2020.

Gráfico 6 - Oferta Interna de Energia Elétrica por Fonte



Notas: 1. Inclui gás de coqueria; 2. Inclui importação de eletricidade; 3. Inclui lenha, bagaço de cana lixívia e outras recuperações.

Fonte: adaptado do BEN (2021).

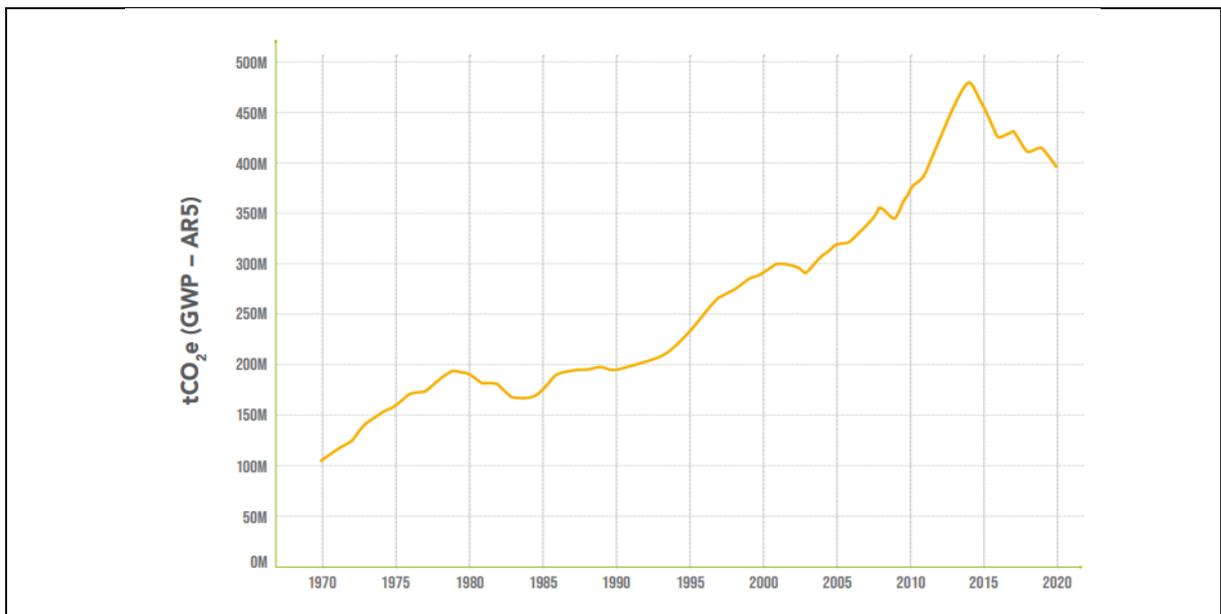
No Brasil, o tratamento de resíduos com recuperação energética pode oferecer grande potencial de redução de GEE, quando comparado aos resíduos dispostos em lixões a céu aberto ou controlados. Além disso, essa tecnologia poderia fornecer cerca de 19,61 TWh de energia elétrica, por ano, para a rede, ou seja, as usinas WtE poderiam contribuir com 3% para a matriz elétrica brasileira, considerando a energia elétrica interna de 636,4 TWh fornecida em 2018 (BEN, 2019). Devido à natureza extremamente heterogênea do RSU, a condição de operação de uma planta WtE é continuamente ajustada para manter as condições nominais da planta;

assim, os resultados apresentados nesta seção podem ser considerados como uma estimativa do potencial energético de RSU no país.

Do ponto de vista energético, a variabilidade da composição gravimétrica nas regiões brasileiras mostra a importância da triagem na fonte e da reciclagem do material, uma vez que a participação da matéria orgânica (alto teor de umidade), plásticos e materiais não combustíveis afetam o valor calorífico dos resíduos, conforme indicado por Khandelwal et al. (2019).

Em 2020, o setor de energia teve uma redução de 4,6%, de toneladas de CO₂ e emitidas, em comparação a 2019, alcançando 393,7 milhões de toneladas o menor valor computado para o setor desde 2011, essas emissões são oriundas da queima de combustíveis em áreas como transportes, indústria e geração de eletricidade; além das chamadas emissões fugitivas, geradas por meio do escape de gases de efeito estufa (Gráfico 7) durante a fabricação de combustíveis (SEEG, 2021).

Gráfico 7 - Emissões de gases de efeito estufa no setor de Energia (1970 – 2020)



Fonte: SEEG (2021).

A queda das emissões do setor de energia em 2020, foram resultado das medidas de distanciamento social adotadas durante a pandemia de Covid-19, medidas essas que ocasionaram uma diminuição das atividades econômicas. O setor de energia pode ser dividido em seis grandes atividades emissoras, que estão diretamente relacionadas com o desempenho econômico do Brasil. Em ordem decrescente de emissões em 2020, tais atividades são: (i) Transportes, (ii) Produção de Combustíveis, (iii) Consumo Energético Industrial, (iv) Geração

de Eletricidade, (v) Consumo Energético em Edificações (residenciais, comerciais e públicas) e (vi) Agropecuária (SEEG, 2021).

Apesar da pandemia em 2020, a demanda por eletricidade no Brasil não teve grandes alterações, com variação de apenas -0,8% em relação ao ano anterior. A quantidade de eletricidade gerada via hidrelétricas também se manteve constante (-0,4%), enquanto outras fontes renováveis tiveram, ao todo, sua geração expandida em 7,6%. Com isso, foi possível diminuir em 11,1% a geração termelétrica a combustível fóssil, que além de emissora é mais cara. Destaca-se a alta queda da eletricidade gerada via carvão mineral, fonte das mais custosas e de maior intensidade de carbono: entre 2019 e 2020, o carvão gerou 22,1% menos. Devido a essa dinâmica, as emissões da geração de energia elétrica caíram de 51,8 milhões de toneladas de gases de efeito estufa em 2019 para 46,2 milhões em 2020 (SEEG, 2021).

2.3 POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

O mundo está passando por um processo de urbanização em um ritmo sem precedentes. Cada vez mais a sociedade vem aumentando o consumo de produtos e as quantidades de resíduos descartados, que por sua vez possuem uma composição mais complexa do que nunca, à medida que os produtos de consumo de plástico e eletrônicos se difundem. Os resíduos produzidos refletem a sociedade que os produz e afetam a saúde das pessoas e do meio ambiente. Essas tendências representam um desafio para as cidades, que são responsáveis pela gestão dos resíduos de forma social e ambientalmente aceitável, os governantes precisam implementar estratégias eficazes de gestão de resíduos de acordo com as características locais dos resíduos, que variam com variáveis culturais, climáticas e socioeconômicas, e capacidade institucional.

Em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, onde os cidadãos produzem menos resíduos, que são em sua maioria orgânico, o gerenciamento dos resíduos fica dividido entre os atores formais e informais. A combinação de políticas públicas, tecnologias e o apoio da sociedade na gestão de resíduos resulta em vários benefícios ambientais, incluindo a mitigação das mudanças climáticas. Os principais desafios da gestão de resíduos incluem: integração do setor informal de resíduos em cidades em desenvolvimento, redução do consumo em cidades industrializadas, aumento e padronização da coleta e análise de dados de resíduos sólidos e gerenciamento eficaz de resíduos cada vez mais complexos, protegendo as pessoas e o meio ambiente.

No Brasil, cerca de 1.692 (30,37%) municípios não possuem nenhum tipo de iniciativa

de coleta seletiva e 3.878 (69,63%) municípios não atendem às diretrizes totais preconizadas pela PNRS para gestão de resíduos sólidos (COSTA; DIAS, 2020).

A PNRS foi instituída pela Lei Federal nº 12.305 em agosto de 2010, sendo considerado um marco para a gestão de resíduos no Brasil. Os objetivos dessa lei são a redução, reutilização, reciclagem, tratamento e destinação adequada de RSU, incluindo sistemas de recuperação de energia, de forma a evitar danos ao meio ambiente e à saúde pública. Essa lei proíbe a disposição a lixão de RSU e estipulou que todos os estados e municípios deveriam ter fechado seus lixões até 2014 (BRASIL, 2010a). No entanto, a situação com relação aos RSU no Brasil mudou muito pouco desde a introdução do PNRS e grande parte ainda vai para destinos finais inadequados (MAIER; OLIVEIRA; REVIEWS, 2014; MACHIN, 2017).

Essa situação é amenizada pelos chamados aterros controlados que costumavam ser lixões a céu aberto, os quais são submetidos a um processo de isolamento onde são instalados sistemas de lixiviado e drenagem de gás e adicionadas camadas de cobertura de resíduos (BEIGL et al., 2008).

Na esfera estadual, inciso I do art. 11 da PNRS, em conjunto com o disposto no art. 31 do art. 25 da Constituição, determina que cabe a cada um dos estados federais promover a integração, organização, planejamento e execução dos serviços públicos relacionados à gestão de resíduos sólidos de regiões metropolitanas, aglomerações urbanas e microrregiões (BRASIL, 1988, 2010). De acordo com diferentes níveis de abstração, o Artigo 14 da PNRS lista os seguintes planos de resíduos sólidos: o “Plano Nacional de Resíduos Sólidos”, os “Planos Estaduais de Resíduos Sólidos”, os “Planos de Resíduos Sólidos para Microrregiões, Regiões Metropolitanas e Aglomerações Urbanas”, os “Planos Intermunicipais de Resíduos Sólidos”, os “Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos” e os “Planos de Gestão de Resíduos Sólidos”. O artigo 10 da PNRS afirma expressamente que os municípios são os responsáveis pelo serviço de gestão integrada de resíduos sólidos em seus respectivos territórios (BRASIL, 2010a).

Embora o país possua instrumentos que incentivam a valorização energética dos resíduos como forma de tratamento, como a PNRS e a versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), atualizado em 2020, o Brasil ainda não possui usinas de recuperação de energia; estando estas em fase de projeto, ou com licenças ambientais pendentes (BRASIL, 2010a, 2010b, 2011, 2020b).

As diretrizes da política, destacam que é possível a utilização de tecnologias com o objetivo de recuperar a energia dos resíduos sólidos urbanos, contanto que tenha sido confirmada sua viabilidade técnica e ambiental e que seja realizada junto com a implantação de

programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL, 2010a). Dessa forma, todas as esferas da federação precisam incluir as metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos em seus respectivos planos (nacional, estadual e municipal).

Quando a PNRS foi estabelecida, cada conselho foi obrigado a selecionar um contrato e um modelo de gestão (BRASIL, 2010a). As principais modalidades adotadas incluem a formação de consórcio, prestação direta de serviços, contratos por licitação, concessões ou parcerias público-privadas (MACHIN, 2017). Devido à pluralidade desses modelos financeiros, ainda não há consenso sobre qual seria o melhor padrão e, portanto, o mais adequado para cada caso em âmbito nacional. Vale ressaltar que a maioria dos aterros sanitários no Brasil e em outros países em desenvolvimento são administrados por empresas privadas contratadas pelo respectivo município. Portanto, cada município paga (por massa) pela quantidade de material descartado em aterros sanitários (MACHIN, 2017).

Alguns dos princípios da PNRS são a prevenção e precaução, além do desenvolvimento sustentável, reconhecendo que os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis são bens econômicos com valor social que podem gerar empregos e renda e promover a inclusão social. Também reconhece a necessidade de cooperação entre os diferentes níveis de governo, o setor privado e outros segmentos da sociedade. Assim, conceitos pouco conhecidos e raramente praticados no Brasil foram sancionados por essa lei, entre eles: a coleta de materiais recicláveis; a destinação final ambientalmente adequada de RSU; gestão integrada de resíduos sólidos, estabelecida por meio de contratos entre o setor público e empresas privadas; e a aplicação da logística reversa (devolução dos resíduos sólidos ao setor empresarial para reaproveitamento) (BRASIL, 2010a).

Conforme a PNRS, os princípios norteadores de todas as ações de governo são a proteção da saúde humana e a sustentabilidade, por isso, devem ser criadas metas para a erradicação de lixões impulsionando soluções ambientalmente adequadas para disposição final de RSU (BRASIL, 2010a).

Mesmo com o advento da Lei nº 14.026, atualizadora do marco legal do saneamento básico, os números de saneamento básico no Brasil ainda não são satisfatórios, indicando que ainda estamos longe da universalização (BRASIL, 2020b). Por meio do comportamento das emissões ainda não é possível observar a efetividade do marco legal, nem como ela se reflete em relação às populações mais vulneráveis e as regiões deficitárias (SEEG, 2021).

Em síntese, a PNRS registra os princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações que precisam ser adotadas pelo governo federal, isoladamente ou em cooperação com os

estados, Distrito Federal, Municípios ou setor privado, priorizando a gestão integrada e práticas de gestão de resíduos sólidos ambientalmente adequadas, de acordo com o artigo 4º da Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010a). Ela define oficialmente as responsabilidades e ferramentas inovadoras para a gestão dos diversos tipos de resíduos sólidos.

Em geral, a PNRS visa estabelecer uma política de gestão de resíduos sólidos ambientalmente correta, contemplando todas as pessoas físicas ou jurídicas de direito público ou privado que sejam diretas ou indiretamente responsáveis pela geração de resíduos sólidos. Os objetivos específicos da PNRS são a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, a gestão integrada de resíduos sólidos, a reutilização e reciclagem e o estímulo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e de negócios que visem a melhoria dos processos produtivos e a reciclagem de resíduos sólidos, incluindo recuperação de energia (BRASIL, 2010a). Essas políticas, se bem aplicadas, possibilitarão melhorar a qualidade de disposição e reaproveitamento dos resíduos existentes objetivando o desenvolvimento sustentável. Entretanto, para alcançar esse resultado é necessário analisar alternativas econômicas, sociais e ambientais que permitam que isso aconteça, além disso é fundamental que as legislações que versem sobre essa temática sejam amadurecidas e consolidadas.

Diante do exposto pode-se dizer que com o gerenciamento eficaz dos resíduos sólidos a sociedade, a economia e o meio ambiente terão muitos benefícios. Benefícios esses que a curto, médio e longo prazo, poderão ser mensurados com o acompanhamento da eficácia e controle da Lei nº 12.305/2010, pelos organismos competentes. Analisando as diretrizes e objetivos destacados, é possível perceber que a PNRS estimula a busca por soluções relacionadas ao aproveitamento energético de RSU.

2.4 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DOS RESÍDUOS

O RSU é, na verdade, um recurso com enorme potencial de matéria e energia. Assim, as operações de transformação de resíduos em energia têm as vantagens de geração de recursos e minimização de resíduos depositados em aterro. O RSU é um recurso heterogêneo que é um feixe de diferentes tipos de resíduos (ARAFAT et al., 2015). Sendo mais uma oportunidade de ampliar a matriz energética brasileira, por meio da energia dos RSU, que atualmente na Europa se tornou uma prática de sustentabilidade ambiental, bem como a melhor destinação, fechando o elo da economia circular.

Vários estudos da avaliação do ciclo de vida (ACV) sobre o tratamento de RSU são encontrados na literatura. Estudiosos descobriram que a produção de energia ou a substituição

de materiais virgens associados a resíduos por energia e tecnologias de reciclagem tem enormes benefícios ambientais em relação ao aterro.

As tecnologias WtE são soluções tecnológicas utilizadas no tratamento térmico ou não térmico para converter uma grande quantidade de resíduos sólidos urbanos ou resíduos de biomassa em fontes renováveis de calor e energia (STEHLÍK, 2009; MOYA et al., 2017). Essa metodologia de utilização dos RSU vem ganhando popularidade devido à sua capacidade de fornecer simultaneamente fontes de energia renováveis (ZOBAA; BANSAL, 2011; MOYA et al., 2017) e gestão de resíduos (CHAE et al., 2010; BRUNNER; RECHBERGER, 2015) nas infraestruturas existentes. Existe tecnologia WtE de diversas formatos e nomes.

O *waste to energy* pode recuperar energia em forma de calor, energia elétrica ou outros combustíveis como o biogás. Basicamente, WtE é um modo de tratar resíduos com o intuito de recuperar energia de seus componentes, objetivando minimizar a quantidade de material que é descartada em aterros. A composição da matéria-prima e o tipo de tecnologia WtE empregada irá influenciar a eficiência da conversão energética. Comumente, a eficiência de conversão energética é menor em sistemas de geração de energia a partir de combustíveis fósseis.

Essa prática promove o crescimento econômico e social do país, diminui a dependência dos combustíveis fósseis e fornece energia para geração de eletricidade por meio da redução do desperdício. Essas tecnologias são classificadas em duas categorias com base em sua operação, ou seja, tecnologias termoquímicas (incineração, gaseificação, pirólise etc.) e tecnologias bioquímicas (digestão anaeróbica e fermentação). O objetivo da tecnologia WtE é reduzir RSU e obter energia para geração de eletricidade e aquecimento, segue rotas térmicas e bioquímicas. Entretanto, salientasse que a tecnologia ou rota a ser seguida depende do clima e do tipo de resíduo. O melhor processo WtE para lidar com RSU úmido é a digestão anaeróbia. Utiliza resíduos orgânicos e é produzido biogás, que pode ser utilizado na geração de eletricidade e biofertilizantes. Este processo é adequado para áreas de clima quente como o Brasil. O principal desafio da operação anaeróbia é a triagem e segregação dos resíduos sólidos. Isso ocorre porque se resíduos não orgânicos, como vestígios de metais pesados e compostos perigosos forem alimentados no digestor, podem trazer toxicidade (KAUR; BHARTI; SHARMA, 2021).

A importância do tratamento de resíduos sólidos vem de seu potencial para converter resíduos em diversas fontes de energia ou combustíveis, como gasolina, gás de síntese ou diesel, eliminar o desperdício e reduzir as emissões de CO₂ (GABBAR et al., 2018).

Na atual situação severa de recursos e meio ambiente, a busca por energias renováveis é uma tarefa urgente para o desenvolvimento futuro de longo prazo. Resíduos e biomassa devem ser recursos de energia sustentável, que podem ser convertidos em formas de energia comuns,

como hidrogênio, biogás e eletricidade, por diferentes rotas de resíduos em energia (KOTHARI et al., 2011).

Cada tonelada de RSU processada em uma instalação WtE evita a mineração de um terço de carvão (9,6 milhões de toneladas por ano) ou a importação de um barril de petróleo (29 milhões de barris por ano).

2.4.1 Tratamento Bioquímico de resíduos

É bem conhecido que o RSU contém uma alta proporção de componentes combustíveis, e mais atenção tem sido dada ao uso de RSU como biomassa para recuperação de energia.

2.4.1.1 Digestão anaeróbica

A digestão anaeróbica (DA), é o processo de conversão de material orgânico em dióxido de carbono, metano e lodo através de bactérias, o processo, apesar de ser antigo, passou a ser implementado no final do século XIX, ainda é adotado para geração de energia. Esse processo consiste na digestão do RSU e ocorre na ausência de oxigênio, como em estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários. O biogás produzido pela digestão anaeróbia é principalmente metano (CH₄) e CO₂ (BRASIL, 2014a). A composição típica do biogás é dada na tabela 2.

Tabela 2 - Composição típica do biogás

	Conteúdo (% em volume)
Metano	50% - 70%
Dióxido de Carbono	25% - 45%
Vapores d'água	2% (20°C) - 7% (40°C)
Oxigênio	<2%
Nitrogênio	<2%
Amônia	<1%
Hidrogênio	<1%
Ácido Sulfídrico	<1%

Fonte: SEADI (2008).

A composição do biogás é altamente sensível a composição das matérias prima, e das condições em que ocorre o processo da biodigestão anaeróbica (BRASIL, 2014a).

O processo de biodigestão anaeróbica pode ser dividido em quatro fases: a primeira fase do processo é a hidrólise, nessa fase a matéria orgânica complexa (polímeros) é fragmentada resultando em elementos menores e mais simples; acidogênese, onde os produtos da hidrólise

são convertidos em substratos para metanogênese; a acetogênese, que também converte os produtos da acidogênese que não sofrem metanogênese diretamente; e por último, a metanogênese é a produção de metano dos substratos por bactérias anaeróbias (SEADI et al., 2008; BRASIL, 2014a).

A metanogênese é a fase mais crítica e mais lenta da biodigestão, é extremamente influenciada pelas condições de operação, como temperatura, composição do substrato, taxa de alimentação, tempo de retenção, PH, concentração de amônia entre outros (SEADI et al., 2008; BRASIL, 2014a).

Dependendo do conteúdo energético do lixo (proporção de metano no gás produzido pela DA podem ser gerados entre 120 e 290 kWh elétricos por tonelada (kWh/t) dos RSU considerando uma eficiência de 35% na conversão de energia térmica para energia elétrica (BRASIL, 2014a).

É considerada uma fonte renovável de energia que pode substituir os combustíveis fósseis. A eletricidade pode ser produzida em um sistema totalmente fechado, de forma que a emissão de gases prejudiciais seja reduzida. Neste processo, a matéria-prima que é matéria orgânica biodegradável (resíduos de cozinha) e fração orgânica combustível (papel, madeira) presente no RSU é alimentada em tanque digestor onde a digestão ocorre em ambiente livre de oxigênio. Água é usada como reagente.

O biogás bruto produzido a partir do processo de digestão é usado para reduzir os níveis de sulfureto de hidrogênio. Níveis elevados de sulfeto de hidrogênio causam corrosão, portanto, os níveis de H_2S devem ser controlados antes de alimentar a unidade de cogeração e a unidade de caldeira para evitar corrosão e o bom funcionamento do processo de geração de eletricidade. Quando a demanda por calor e energia excede, mais calor é fornecido pela unidade de caldeira. Para a obtenção do biogás puro na unidade de beneficiamento, o CO_2 e as substâncias indesejáveis são separados do biogás bruto. A composição do biogás obtido atende ao padrão exigido de gás natural (KAUR; BHARTI; SHARMA, 2021).

A digestão anaeróbia é usada para tratar resíduos orgânicos com a capacidade de recuperar energia na forma de biogás (principalmente metano) (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2004). Os tempos de residência dos reatores de digestão anaeróbia podem ser superiores a 30 dias (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2004). No entanto, uma vantagem da digestão anaeróbia é que o processo produzirá menos lodo sólido do que a digestão aeróbia (HENZE et al., 2008).

O biogás é considerado queimado para produção de energia após o ajuste para a energia consumida pelo próprio processo de digestão anaeróbia. Foi relatado que 20% e 30% da energia

produzida pela digestão anaeróbia dos resíduos é consumida pelo próprio processo (ALFAIA et al., 2017).

As fases que compõe a produção industrial de biogás são: pré-tratamento, para adequação da biomassa; digestão do resíduo, produção bioquímica do biogás; recuperação de gás, processo de recuperação, tratamento e armazenamento do biogás e; tratamento de resíduos, disposição do lodo da digestão (BRASIL, 2014a).

O gás metano, principal componente do biogás, é 21 vezes mais potente que o dióxido de carbono em termos de efeito estufa. Assim, sua simples queima representa um benefício ambiental perante sua emissão. Em adição, o aproveitamento energético também evita a emissão decorrente da queima de combustível fóssil que poderia ser utilizado para ofertar a mesma quantidade de energia que o biogás (BRASIL, 2014a).

A tecnologia de digestão anaeróbia é considerada a melhor para o gerenciamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FAN et al., 2018; CUDJOE; HAN; ANDIWARDHANA, 2020).

Neiva et al. (2008) relataram que 1m³ de biogás produzido a partir do processo de digestão anaeróbia pode gerar 2,04 kWh de eletricidade levando uma eficiência de conversão de 35%. Cerca de 150 kg de metano podem ser gerados a partir da digestão anaeróbia de 1 tonelada de RSU considerando 60% de matéria orgânica e 40% de umidade (SCARLAT et al., 2015). No entanto, o principal problema associado a este processo é a longa duração (normalmente 20-40 dias) da reação microbiana (PHAM et al., 2015). Às vezes, a presença de componentes ricos em nitrogênio e cátions (como sódio, potássio e cálcio) na corrente de resíduos aumenta as concentrações de amônia e sal (HUANG; CHEN, 2009) que torna o processo tóxico para metanogênicos.

2.4.1.2 Fermentação

Nesse processo ocorre uma série de processos bioquímicos em ambiente livre de oxigênio e temperatura entre 35 °C e 40 °C para decompor materiais biodegradáveis com o auxílio de microrganismos (TATARNIUK, 2007; ZAFAR, 2009). A fermentação é um processo metabólico que usa leveduras e bactérias para converter açúcares em álcoois, ácidos ou gases. Ocorre em leveduras e bactérias e, no caso de ácidos lácticos, em células musculares privadas de oxigênio (KUMAR; SAMADDER, 2017). Além disso, esse processo é realizado em condições não esterilizadas (MOUKAMNERD; KAWAHARA; KATAKURA, 2013).

O processo de fermentação é semelhante à digestão anaeróbia, porém o processo termina

na fase de acetogênese dando o produto final do etanol (forma de álcool) ao invés do metano, já que a fase de metanogênese não está incluída no processo de fermentação (TATARNIUK, 2007; STALEY, 2013). Após a última fase, o etanol diluído produzido a partir do processo de fermentação é posteriormente destilado para a obtenção de etanol grau biocombustível (álcool etílico) (STALEY, 2013).

Entre as desvantagens da fermentação podemos citar o fato dela ser uma produção muito lenta e o etanol produzido a partir da fermentação é impuro e requer purificação, o que impõe custo extra (KUMAR; SAMADDER, 2017).

2.4.2 Tratamento térmico de resíduos

O tratamento térmico de resíduos apresenta vantagens em relação a outras formas de tratamento. Há uma redução de desperdício de 70% em massa e de 80% a 90% em volume. As usinas podem ser instaladas em locais estratégicos, com redução imediata de RSU no local. Há redução de GEE em comparação com o aterro. Sua combinação com sistemas de recuperação de energia pode gerar calor e eletricidade (KREITH, 2002; SINGH et al., 2011).

2.4.2.1 Incineração

Nos últimos anos, foi evidente o grande avanço do potencial de geração de energia térmica no processo de queima e transformação em subprodutos como calor e energia elétrica. Dessa forma, a incineração tornou-se um meio de recuperação energética em plantas de produção de energia a partir de resíduos WtE, representando um processo ainda mais viável e sustentável.

O processo de geração de energia elétrica pela incineração dos RSU é semelhante ao de usinas térmicas convencionais, cuja capacidade de geração depende diretamente do poder calorífico do material incinerado. Este sistema pode ofertar entre 350 e 600 kWh/t dos RSU. A tabela 3 apresenta o poder calorífico de materiais normalmente encontrados nos resíduos sólidos urbanos e permite inferir que resíduos sólidos nos quais predominam orgânicos tendem a ser mais pobres em poder calorífico (BRASIL, 2014a).

Tabela 3 - Poder calorífico de materiais encontrados em RSU (kcal/kg)

Materiais	Poder calorífico
Plásticos	6.301
Borracha	6.780

Couro	3.629
Têxteis	3.478
Madeira	2.520
Alimentos	1.311
Papel	4.033

Fonte: Brasil (2014b).

A composição e as características do RSU são altamente heterogêneas, portanto, devem ser avaliadas antes de projetar qualquer instalação WtE (BRITO et al., 2013). Tan et al. (2014) sugeriram que a incineração é adequada para RSU combustível não biodegradável com baixo teor de umidade. Às vezes, os combustíveis auxiliares são usados junto com o RSU durante a incineração, mas é importante notar que o uso de combustíveis auxiliares junto com o RSU não é necessário quando o PCI dos resíduos está entre 1.000 kcal/kg e 1.700 kcal/kg ou superior (KOMILIS; KISSAS; SYMEONIDIS, 2014).

Segundo o relatório do Banco Mundial, o valor calorífico médio do RSU deve ser de pelo menos 1.700 kcal/kg para uma operação de incineração efetiva com recuperação de energia, enquanto que, segundo a Agência Internacional de Energia, os valores devem ser maiores que 1.900 kcal/kg para que a operação de incineração seja viável (SIDDIQI et al, 2020). É evidente que a presença de resíduos inertes e o teor de umidade reduzem o valor calorífico e afetam a combustibilidade do RSU, o que afeta diretamente o desempenho de um incinerador. Conforme o conteúdo de umidade aumenta no fluxo de resíduos, seu valor calorífico começa a diminuir devido ao calor latente de vaporização. Portanto, às vezes o pré-tratamento (térmico, mecânico, químico e biológico) dos resíduos é feito para remover o excesso de umidade, resíduos inertes e elementos tóxicos como cloro e mercúrio (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015).

De acordo Kumar e Samadder (2017), um incinerador típico gera 544 kWh de energia e 180 kg de resíduo sólido por tonelada de RSU incinerado. No entanto, os custos de investimento associados às plantas de incineração são altos, conforme dados da ABRELPE (2015) e do BNDES (2014) uma planta com capacidade máxima de 650 t/dia, com 15MW de potência elétrica teria os custos totais de investimento de R\$ 280.000.000,00 e os custos totais de operação e manutenção de R\$ 23.000.000,00 /ano. Esses altos custos de uma unidade de incineração e uma unidade de tratamento de gases de combustão poderiam ser compensados se o local potencial de estudo produzisse grandes quantidades de resíduos com um PCI médio acima de 1.671,92 kcal/kg, pois isso permitiria a captura eficiente de calor e geração de vapor, bem como partida mais fácil de combustão (SILVA et al., 2020; ZHAO, 2017; ISWA, 2012). Porém, 45,3% de materiais normalmente encontrados nos resíduos sólidos brasileiros são matéria orgânica que possui um poder calorífico de 1.311 kcal/kg (IVIG, 2005), por tanto

inferior ao mínimo recomendado para que a geração de energia através das plantas de incineração fosse vantajosa em sentido financeiro, dessa forma é necessário avaliar cada região separadamente para encontrar uma localidade, onde a implantação das plantas de incineração seja vantajosa.

Tan et al. (2014) mostraram que a incineração de resíduos tem maior potencial de recuperação de energia com menores fatores de emissão de gases de efeito estufa do que os aterros sanitários. A tecnologia de incineração também tem a vantagem adicional de reduzir substancialmente o volume de resíduos com pré-processamento mínimo, garantindo a destruição completa de compostos orgânicos refratários perigosos (HU; CHENG, 2010; SILVA et al., 2020).

No processo de incineração, os resíduos são queimados através da adição de combustível e ar, resultando em geração de energia, bem como em subprodutos como cinzas e gases de combustão.

De forma geral, a combustão em grelha é a tecnologia mais utilizada em plantas de incineração. Isto se dá devido ao menor grau de exigência nos requisitos mínimos de pré-tratamento, como o dimensionamento e a trituração do material. É importante destacar que existem diversas áreas para aplicar este sistema no tratamento de resíduos domiciliares, volumosos e industriais, bem como de madeiras. Esta tecnologia pode ser instalada em vários tamanhos e capacidades de 3 Mg/h a 40 Mg/h, operando com temperaturas de gás entre 750 °C e 1.000 °C. Existem uma variedade de grelhas no mercado, com destaque para as de ação inversa, as horizontais, as recíprocas e as de rolos (IGELBÜSCHER, 2011; MÜNNICH, 2017).

Um outro sistema de combustão é reator de queima de leito fluidizado, há instalada uma cama de calcário ou areia em vez de grelha de fornalha automática. Estes são alimentados por um sistema de distribuição de ar. O aquecimento da cama e as velocidades crescentes do ar provocam o surgimento de bolhas, que resultam em um movimento fluido. As temperaturas típicas variam entre 850 °C e 900 °C (MÜNNICH, 2017). Esta tecnologia é bastante usada no tratamento de lodo de esgoto. A principal vantagem é a combinação ótima entre a quantidade de ar e resíduos, permitindo manter baixos níveis de emissões de NOx. Isto se deve aos níveis mais baixos de temperaturas e a uma operação com menos ar em exaustão, resultando em uma recuperação energética mais eficiente. As desvantagens são a granulometria reduzida necessária para o material de entrada, que torna seu pré-tratamento obrigatório, e a dificuldade de remoção de metais e pedras ao término do processo (MÜNNICH, 2017).

A recuperação de energia representa uma parte muito importante em plantas modernas de incineração de resíduos. Esta grandeza pode ser caracterizada pelos fatores listados na tabela 4.

Tabela 4 - Valores da recuperação energética em plantas de incineração de resíduos

Poder calorífico de RSU	1.791,34 a 2.269,04 kcal/kg
Geração de vapor por tonelada de resíduos	1,9 a 2,4 t
Geração de energia elétrica por tonelada	até 680 kWh
Demanda de energia da planta por tonelada	até 200 kWh

Fonte: adaptado de Wendenburg (2008 apud PAULA et al., 2018).

A incineração é uma tecnologia de combustão direta em que a matéria-prima é transformada diretamente em energia. Dióxido de carbono e vapor d'água são os principais compostos emitidos pela incineração de RSU (JOHNKE, 2012). Além disso, as cinzas incombustíveis geralmente constituem um resíduo inorgânico concentrado que deve ser descartado de forma adequada.

A incineração de RSU com aproveitamento energético é uma solução difundida em alguns países, apesar de essa alternativa ter gerado severas críticas nas décadas de 80 e 90, devido à alta emissão de poluentes atmosféricos. Por isso, foram aplicados rígidos limites de emissão neste setor, o que impediu a instalação de novas fábricas. No entanto, novos avanços nas tecnologias de tratamento de gases para o controle da poluição do ar tornam a incineração, com recuperação de energia, atrativa do ponto de vista ambiental e seu uso está sendo incentivado em grande parte do mundo desenvolvido. De acordo com Psomopoulos, Bourka e Themelis (2009) a incineração parece particularmente atraente como forma de produzir energia, reduzir o volume de RSU nas chamadas usinas WtE e eliminar agentes patogênicos. As emissões de WtE foram reduzidas a um ponto que, em 2003, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) considerou WtE uma fonte de energia mais limpa.

A incineração de resíduos oferece assim uma via para a recuperação de energia a partir de RSU e já foi implementada em países como Alemanha, Suécia e EUA, entre outros. Em 2013, mais de 1.500 usinas de incineração de resíduos estavam operando em mais de 35 países (ISWA, 2012).

No entanto, os custos de investimento associados às plantas de incineração são altos e as emissões da planta requerem limpeza rigorosa antes de serem lançadas no meio ambiente (CHAKRABORTY et al., 2013; SILVA et al., 2020). Os altos custos de uma unidade de incineração e uma unidade de tratamento de gases de combustão podem ser compensados se o local potencial de estudo produzir grandes quantidades de resíduos com um PCI acima de 1.671,92 kcal/kg, pois isso permite a captura eficiente de calor e geração de vapor, bem como partida mais fácil de combustão (ISWA, 2012; ZHAO, 2017; SILVA et al., 2020).

Com a implantação de uma usina de incineração, há uma redução líquida das emissões de GEE devido à evitação das emissões de metano dos aterros e da produção de energia elétrica renovável, pois parte dos resíduos que podem ser considerados como combustível renovável (papel, papelão, madeira e resíduos biológicos) é incinerado. Durante a combustão do RSU, o calor liberado pode ser utilizado no ciclo a vapor Rankine, que consiste em uma caldeira de alta pressão (que produz vapor com alta pressão e temperatura), uma turbina a vapor e um sistema gerador elétrico. A eficiência elétrica geral de uma usina de incineração depende da combustão dos resíduos e de seu menor valor calorífico, da eficiência da caldeira e do turbo-alternador que converte energia mecânica em energia elétrica e do consumo de energia elétrica no local (KREITH, 2002; PIROTTA; FERREIRA; BERNARDO, 2013).

O teor de umidade residual é um fator relevante; se estiver alto, o processo de incineração não funcionará. Os níveis de umidade são 60% para matéria orgânica, 60% para papel e 10% para plásticos. Metal e vidro não apresentam umidade (KREITH, 2002; LEME, 2010).

Em alguns estudos recentes (MACHADO, 2015, HARAGUCHI et. al., 2019), os cientistas destacaram algumas outras vantagens da incineração além da redução de volume e geração de eletricidade, como a utilização de cinzas de fundo e volantes de usinas de incineração em estradas construção e produção de cimento e recuperação de substâncias ferrosas e não ferrosas. Assim, um maior desenvolvimento tecnológico na recuperação de metal de cinzas de fundo seco de plantas de incineração aumentará a aceitação das instalações *WtE*. Já nos países em desenvolvimento, a incineração é considerada a mais confiável e econômica quando é utilizada para queima em massa sem pré-tratamento de RSU para geração de eletricidade.

As usinas de incineração de resíduos apresentam, portanto, um grande potencial para aliviar a dependência do Brasil de combustíveis fósseis e reduzir as emissões de gases de efeito estufa por meio do processamento adequado de resíduos e enfrentar os desafios associados à crescente demanda de eletricidade.

2.4.2.2 Gaseificação

A gaseificação é definida como a conversão térmica de RSU em um produto gasoso conhecido como gás de síntese. O gás sintetizado é uma mistura de dois componentes principais CO e H₂, com pequenos traços de CH₄, CO₂ e hidrocarbonetos gasosos (KWON; WESTBY; CASTALDI, 2010).

Syngas é o principal produto do processo de gaseificação, que pode ser usado para

produzir energia por meio da combustão. Também pode ser usado para produzir matéria-prima para produtos químicos e combustíveis líquidos. A maioria dos estudos de gaseificação relatados está focada no fluxo homogêneo de combustível sólido (carvão, madeira etc.) e tipo específico de RSU. A gaseificação tem sido amplamente utilizada na indústria do carvão, mas recentemente tem sido considerada como uma opção potencial de recuperação de energia de RSU (ARAFAT, 2015). Panepinto et al. (2014) investigaram 100 plantas em todo o mundo que usam a técnica de gaseificação para processar RSU. A tecnologia de gaseificação de RSU é amplamente usada no Japão, onde 85 plantas estavam operando até 2007. Em outros países (como nos EUA, Reino Unido, Itália, Alemanha, Noruega e Islândia), a gaseificação tem sido usada para processar RSU em escala menor (PANEPINTO et al., 2014; KUMAR; SAMADDER, 2017).

Os fluxos de RSU aos quais a gaseificação é aplicável foram considerados resíduos de jardim, alimentos, papel, plástico, têxteis e resíduos de madeira, com base no estudo relatado em Arafat (2015).

A eficiência geral da produção de eletricidade por meio de turbina a gás é de cerca de 40%, o que representa a eficiência máxima que pode ser obtida da produção de eletricidade por meio da gaseificação. Isso ocorre porque as turbinas a gás não requerem um pré-tratamento dos produtos de gaseificação (BELGIORNO et al., 2003). A gaseificação apresenta limitação para tratamento de resíduos, quando a produção de energia é o critério dominante. No entanto, a gaseificação continua a ser uma opção atraente no sentido de que converte resíduos em combustível e não diretamente em energia e é aplicável a muitos fluxos de resíduos.

Segundo Moura (2012), os gaseificadores podem ser classificados mediante os seguintes fatores:

- Poder calorífico do gás produzido (baixo: até 5 MJ/Nm³; médio: de 5 a 10 MJ/Nm³; alto: 10 a 40 MJ/Nm³);
- Tipo de agente gaseificador (ar, vapor, oxigênio ou hidrogênio na hidrogaseificação);
- Direção do movimento do material a ser gaseificado e do agente de gaseificação (contracorrente, concorrente, fluxo cruzado ou leito fluidizado);
- Pressão de operação (pressão atmosférica ou pressurizado – até 6 MP);
- Tipo de material de alimentação (resíduos industriais, resíduos sólidos urbanos, biomassa/madeira etc.) (PLANSAB, 2019).

Os reatores mais conhecidos são o de leito fluidizado e o de leito fixo. No reator de leito fixo, o movimento do combustível acontece apenas por ação da gravidade. Aproximadamente

77,5% dos projetos de gaseificadores em operação ou construção no mundo são reatores de leito fixo. Os gaseificadores de leito fixo podem ser subdivididos em gaseificadores concorrentes, contracorrentes e de fluxo cruzado (OLIVEIRA; HENRIQUES; PEREIRA Jr, 2010; LOPES, 2014; PLANSAB, 2019).

A razão de equivalência (ER), ou seja, a razão entre o teor de oxigênio no suprimento de oxidante e o necessário para a combustão estequiométrica completa. É provavelmente o parâmetro operacional mais importante em unidades *WtE* baseadas na gaseificação, uma vez que afeta fortemente a composição do gás (incluindo o teor de alcatrão) e sua energia química. Valores próximos de zero correspondem às condições de pirólise, enquanto valores iguais ou maiores que um indicam condições de combustão (ARENA, 2012).

Em termos de custo de capital, os custos de capital da gaseificação, é significativamente menor do que outros métodos de tratamento. A gaseificação de resíduos sólidos apresenta vários benefícios, efetivos ou potenciais, em relação à combustão direta tradicional de resíduos sólidos. Eles podem ser relatados esquematicamente da seguinte forma (ARENA, 2012):

- A gaseificação produz um produto intermediário, que é adequado para uso em uma ampla gama de aplicações, como geração de energia ou combustíveis líquidos e processos de fabricação de produtos químicos. Ao contrário, as unidades *WtE* convencionais queimam diretamente a matéria-prima residual.
- Há um potencial para conversão de maior eficiência quando o gás combustível é queimado em motores alternativos a gás ou turbinas a gás ou, melhor, em ciclos combinados de gaseificadores integrados, em comparação com sistemas de energia de ciclo a vapor Rankine convencionais.
- As temperaturas operacionais normalmente mais baixas do que as da combustão direta reduzem o potencial de volatilização de álcali, incrustação, escória, volatilização de metais pesados e (para reatores de leito fluidizado) aglomeração de leito.
- O gás de síntese produzido é transferido para um combustor giratório que transfere a energia térmica gerada para uma caldeira, que por sua vez alimenta uma turbina a vapor que produz eletricidade.

2.4.2.3 Pirólise

A pirólise é um método avançado de tratamento térmico. Ocorre na faixa de temperatura de 400–800 °C na ausência de oxigênio. Produz gás de pirólise, óleo e carvão, cujo rendimento e qualidade dependem principalmente da taxa de aquecimento, temperatura do processo, tempo

de residência (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015), composição dos resíduos e tamanho de partícula dos resíduos (PALEOLOGOS et al., 2006). Em temperaturas mais baixas (500–550 °C), o óleo de pirólise, cera e alcatrão são os principais produtos, e em temperaturas mais altas (> 700 °C), os gases de pirólise são os principais produtos. Para produtos de pirólise de boa qualidade, a matéria-prima deve ser de tipos específicos de resíduos (plástico, pneus, equipamentos eletrônicos, resíduos elétricos, resíduos de madeira etc.). A pirólise de tipos específicos de resíduos foi relatada em vários estudos anteriores, que se concentraram no próprio processo ao invés do possível uso comercial de produtos de pirólise. Em particular, a pirólise recebeu atenção especial recentemente para a reciclagem de pneus inservíveis para recuperação de óleo, arame, negro de fumo e gás (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). Como, é evidente que a pirólise tem um bom desempenho no tratamento de fluxos de resíduos específicos, mas estudos muito limitados foram relatados sobre a recuperação de energia de RSU usando pirólise em escala comercial. Uma planta de 110 toneladas / dia de capacidade em Burgau, Alemanha, tem gerado eletricidade com sucesso por meio da pirólise de RSU desde 1987 (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). Panepinto et al. (2014) relataram sobre algumas outras plantas de pirólise de RSU operando com sucesso, como em Hamm, Alemanha (275 toneladas/dia), Toyohashi, Japão (295 toneladas/dia), Reino Unido (22 toneladas/dia) e França (191 toneladas/dia). Baggio et al. (2008) relataram que a pirólise de RSU para produção de gás pode ser usada para recuperação de energia usando turbinas a gás com uma eficiência de conversão líquida de 28-30% (KUMAR; SAMADDER, 2017).

A transformação termoquímica via pirólise de RSU é altamente eficiente devido às menores emissões de gases de efeito estufa em comparação com outros métodos de reciclagem de solução mais sustentável para depósitos de RSU (KWON; WESTBY; CASTALDI, 2010). Somado a isso, um processo contínuo com alta conversão pode ser alcançado.

Em termos de avaliação do ciclo de vida, a pirólise mostra as maiores emissões de NO₂, mas apresentou resultados aceitáveis para SO₂, CO e HCl. A desagregação por pirólise apresentou as menores emissões de NO₂, SO₂, CO e HCl aceitável. A gaseificação mostra NO₂, SO₂ aceitáveis, mas as emissões de CO e HCl mais altas. No geral, a desagregação por pirólise combinada mostra o processo mais otimizado com baixas emissões ambientais. Em termos de condições operacionais, a pirólise usou gás nitrogênio na ausência de oxigênio como meio gasoso para evitar reações colaterais e combustão. Na gaseificação e incineração, o suprimento de oxigênio limitado e em excesso é usado, respectivamente, com temperaturas mais elevadas do que a pirólise. Em termos de análise econômica, o custo de capital para a gaseificação da pirólise combinada mostra o maior custo por tonelada, seguido pela pirólise e gaseificação,

respectivamente. Para custos de operação e manutenção (O&M), a pirólise se mostra 7 vezes maior em comparação com métodos alternativos de tratamento térmico, devido à geração de alcatrão, produção e condensação de líquidos de hidrocarbonetos, ao contrário de outros métodos de tratamento. Em termos de receita, a gaseificação apresenta maior receita por unidade de tonelada, excedendo 16 vezes a receita em comparação com métodos alternativos de tratamento térmico, devido ao menor tempo de residência, alta conversão de reação, produção de gás de síntese e alto poder calorífico de gás de síntese. A incineração tem altas emissões de GEE e baixa conversão em comparação com a gaseificação. A pirólise tem a desvantagem de maior tempo de residência, mas é o único processo térmico que fornece hidrocarbonetos líquidos, como gasolina e diesel, com emissões ambientais aceitáveis (YOUNG, 2010).

2.5 MODELAGEM DE EQUAÇÃO ESTRUTURAL

A análise multivariada envolve a aplicação de métodos estatísticos que analisam simultaneamente várias variáveis. As variáveis geralmente representam medidas associadas a indivíduos, empresas, eventos, atividades, situações e assim por diante. As medições são frequentemente obtidas de pesquisas ou observações usadas para coletar dados primários, mas também podem ser obtidas de bancos de dados que consistem em dados secundários (HAIR et al., 2017).

A MEE é uma técnica multivariada avançada de tratamento e análise estatística de dados, adequada ao estudo de fenômenos complexos, que envolvem múltiplos fatores e caracteriza-se pela sua capacidade de especificar, estimar e testar relações hipotéticas entre um grupo de variáveis. Ela permite aos pesquisadores incorporar variáveis não observáveis medidas indiretamente por variáveis indicadoras. Ela também facilita a contabilização de erros de medição em variáveis observadas (CHIN, 1998; HAIR et al., 2017).

Um dos objetivos da MEE é determinar quão bem o modelo como um todo descreve os dados; esse objetivo requer que uma análise tenha poder suficiente para detectar um nível significativo de especificação incorreta do modelo. Outro objetivo é determinar se há evidência de efeitos específicos dentro do modelo - por exemplo, se uma variável latente prediz outra; esse objetivo requer que uma análise tenha poder suficiente para detectar um tamanho de efeito minimamente interessante correspondente a um parâmetro de modelo específico (HANCOCK; MUELLER, 2013). Esses dois tipos de potência podem exigir tamanhos de amostra muito diferentes, de modo que uma análise MEE pode ser bem alimentada para detectar uma

especificação incorreta do modelo, mas mal alimentada para detectar um efeito-chave, ou vice-versa.

Existem dois tipos de Modelagem de Equações Estruturais: MEE baseado em covariância (CB-SEM) e MEE de mínimos quadrados parciais (PLS-SEM; também chamado de modelagem de caminho PLS). CB-SEM é usado principalmente para confirmar (ou rejeitar) teorias (ou seja, um conjunto de relações sistemáticas entre várias variáveis que podem ser testadas empiricamente). Ele faz isso determinando quão bem um modelo teórico proposto pode estimar a matriz de covariância para um conjunto de dados de amostra. Em contraste, PLS-SEM é usado principalmente para desenvolver teorias em pesquisa exploratória. Ele faz isso se concentrando na explicação da variância nas variáveis dependentes ao examinar o modelo (HAIR et al., 2017).

PLS-SEM aplica regressão de mínimos quadrados ordinários (MQO) com o objetivo de minimizar os termos de erro (ou seja, a variância residual) dos construtos endógenos. Em suma, PLS-SEM estima coeficientes (isto é, relações de modelo de caminho) que maximizam os valores de R^2 dos construtos endógenos (alvo). Este recurso atinge o objetivo de previsão do PLS-SEM. PLS-SEM é, portanto, o método preferido quando o objetivo da pesquisa é o desenvolvimento de teoria e explicação da variância (previsão dos construtos). Por esse motivo, o PLS-SEM é considerado uma abordagem baseada em variância para SEM (HAIR et al., 2017).

Várias considerações são importantes ao decidir se deve ou não aplicar o PLS-SEM. Essas considerações também têm suas raízes nas características do método. As propriedades estatísticas do algoritmo PLS-SEM têm características importantes associadas às características dos dados e do modelo usado. Além disso, as propriedades do método PLS-SEM também afetam a avaliação dos resultados. Existem quatro questões críticas relevantes para a aplicação do PLS-SEM (HAIR et al., 2011; HAIR et al., 2012; RINGLE; SILVA; SOUZA BIDO, 2014): (1) os dados, (2) propriedades do modelo, (3) o algoritmo PLS-SEM e (4) questões de avaliação do modelo (HAIR JR et al., 2017).

O PLS-SEM funciona de forma eficiente com tamanhos de amostra pequenos e modelos complexos e praticamente não faz suposições sobre os dados subjacentes. Por exemplo, diferente de CB-SEM baseado em máxima verossimilhança, que requer dados normalmente distribuídos e regressão usando pontuações de soma, que assumem resíduos normalmente distribuídos, PLS-SEM não faz suposições de distribuição (ou seja, é não paramétrico). Além disso, o PLS-SEM pode lidar facilmente com modelos de medição reflexiva e formativa, bem como construções de item único, sem problemas de identificação. Portanto, pode ser aplicado

em uma ampla variedade de situações de pesquisa. Ao aplicar o PLS-SEM os pesquisadores também se beneficiam da alta eficiência na estimativa de parâmetros, que se manifesta no maior poder estatístico do método do que o CB-SEM. Maior poder estatístico significa que PLS-SEM tem maior probabilidade de tornar uma relação específica significativa quando ela é de fato significativa na população. O mesmo é válido para regressões baseadas em pontuações de soma, que ficam para trás PLS-SEM em termos de poder estatístico (HAIR JR et al., 2017).

2.5.1 Modelos de caminho e variáveis

Modelos de caminho são diagramas usados para exibir visualmente as hipóteses e relações de variáveis que são examinadas quando MEE é aplicado (HAIR et al., 2011; HAIR et al., 2016).

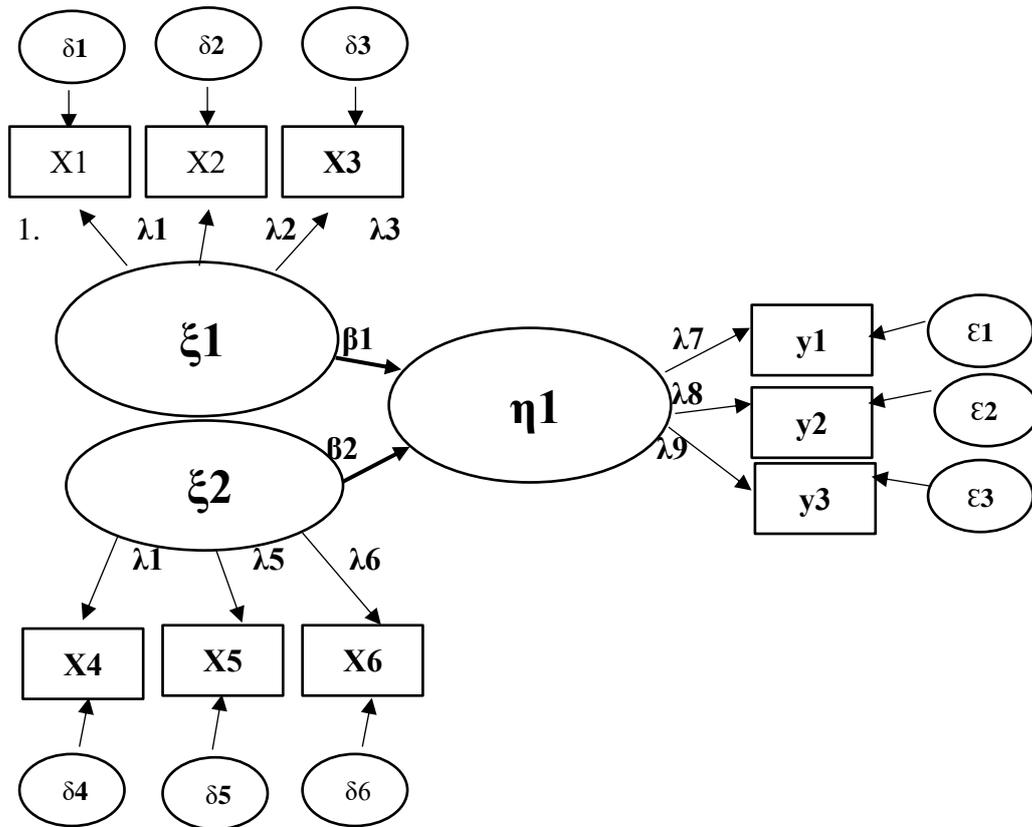
A estrutura da MEE pode ser representada geralmente por um diagrama de caminho (Figura 2), que mostra o modelo teórico das hipóteses da relação entre os constructos. Os constructos exógenos (ξ) e endógenos (η) representam, respectivamente, as variáveis independentes e dependentes do modelo estrutural. A interação dos indicadores (x_1, x_2 e x_3) no constructo exógeno (ξ_1), dos indicadores (x_4, x_5 e x_6) no constructo exógeno (ξ_2) e dos indicadores y_1 a y_3 no constructo endógeno (η_1) é representada pelas respectivas cargas fatoriais (λ_1 a λ_9). Estas cargas são verificadas através de análise fatorial para validar o modelo de medição. As hipóteses estabelecidas preliminarmente no modelo teórico são substituídas por coeficientes de caminho (β_1 e β_2) no modelo estrutural. As perturbações (erros de medição) são apresentadas fora do modelo, nos indicadores exógenos (δ_1 - δ_6) e endógenos (ϵ_1 - ϵ_3). A perturbação (ou ruído) é tratada no constructo endógeno (ζ_1).

O modelo apresentado na figura 2 pode ser descrito pela seguinte equação vetorial – equação 1 (BOLLEN, 1989):

$$\eta = \beta\eta + \Gamma\xi + \zeta \quad \epsilon \quad (1)$$

onde: η e ξ são os vetores das variáveis latentes (não observáveis) endógenas e exógenas, respectivamente. O vetor ζ contém os erros associados a cada variável latente, enquanto β e Γ são as matrizes de coeficientes (parâmetros do modelo) das variáveis latentes endógenas e exógenas, respectivamente.

Figura 2 - Modelo estrutural teórico



Fonte: Elaborado pela autora.

Os modelos de caminho são desenvolvidos com base na teoria. Teoria é um conjunto de hipóteses sistematicamente relacionadas desenvolvidas seguindo o método científico que pode ser usado para explicar e prever resultados. Assim, as hipóteses são conjecturas individuais, enquanto as teorias são várias hipóteses que estão logicamente ligadas e podem ser testadas empiricamente. Dois tipos de teoria são necessários para desenvolver modelos de caminho: teoria da medição e teoria estrutural. A última especifica como os construtos estão relacionados uns aos outros no modelo estrutural, enquanto a teoria da medição especifica como cada construto é medido (HAIR JR et al., 2017).

A mensuração do modelo designa os relacionamentos entre as variáveis latentes com seus respectivos indicadores, porque retratam um processo no qual um determinado construto determina ou é causa do comportamento das variáveis indicadoras medidas. As setas com sentido único retratam os relacionamentos entre as variáveis latentes exógenas e endógenas e os parâmetros para estimar esses relacionamentos são chamados de parâmetros estruturais.

2.5.2 Modelos de medição reflexiva e formativa

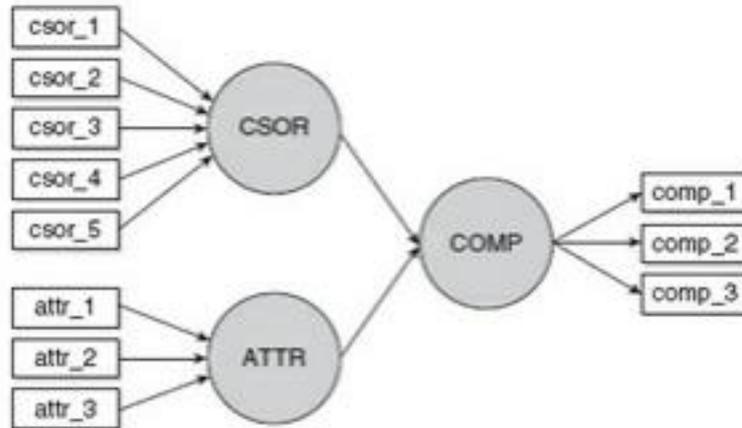
Ao desenvolver construções, os pesquisadores devem considerar dois grandes tipos de especificação de medição: modelos de medição reflexivos e formativos (Quadro 1). O modelo de medição reflexiva (também conhecido como medição Modo A no PLS-SEM) é baseado diretamente na teoria clássica do teste. De acordo com essa teoria, as medidas representam os efeitos (ou manifestações) de um construto subjacente. Portanto, a causalidade vai do construto às suas medidas (Figura 3).

Quadro 1 - Critérios para avaliar indicadores de modelos reflexivos e formativos

Critério	Decisão	Referência
Prioridade causal entre o indicador e o construto	<ul style="list-style-type: none"> ● Do construto aos indicadores: reflexivo ● Dos indicadores ao construto: formativo 	Diamantopoulos (2006)
O construto é um traço explicativo dos indicadores ou uma combinação dos indicadores?	<ul style="list-style-type: none"> ● Se traço: reflexivo ● Se combinação: formativa 	Fornell and Bookstein (1982)
Os indicadores representam consequências ou causas do construto?	<ul style="list-style-type: none"> ● Se consequências: reflexivo ● Se causas: formativas 	Rossiter (2002)
É necessariamente verdade que, se a avaliação do traço mudar, todos os itens mudarão de maneira semelhante (assumindo que sejam igualmente codificados)?	<ul style="list-style-type: none"> ● Se sim: reflexivo ● Se não: formativo 	Chin (1998)
Os itens são mutuamente intercambiáveis?	<ul style="list-style-type: none"> ● Se sim: reflexivo ● Se não: formativo 	Jarvis, MacKenzie, and Podsakoff (2003)

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 3 - Exemplo de um modelo de caminho com três construções



Fonte: Hair et al. (2017).

Os indicadores podem ser vistos como uma amostra representativa de todos os itens possíveis disponíveis dentro do domínio conceitual do construto (LEWIS et al, 2005). Portanto, uma vez que uma medida reflexiva dita que todos os itens indicadores são causados pelo mesmo construto (ou seja, eles derivam do mesmo domínio), os indicadores associados a um construto particular devem ser altamente correlacionados uns com os outros. Além disso, itens individuais devem ser permutáveis, e qualquer item pode geralmente ser omitido sem alterar o significado do construto, desde que o construto tenha confiabilidade suficiente.

O fato de que a relação vai do construto para suas medidas implica que, se a avaliação do traço latente mudar (por exemplo, por causa de uma mudança no padrão de comparação), todos os indicadores mudarão simultaneamente. Os indicadores reflexivos são expressos conforme a equação 2:

$$X_n = \lambda_{xn}\xi + \delta_n \quad (2)$$

Onde n representa a quantidade de indicadores por constructo, conforme já explicitado na equação anterior. Cada indicador denota uma equação linear X_n , incluindo as relações afins com a variável latente $\lambda_{xn}\xi$ e o erro externo δ_n da medida indireta.

Em contraste, os modelos de medição formativa (também chamados de medição do Modo B no PLS-SEM) são baseados na suposição de que os indicadores causais formam o construto por meio de combinações lineares. Portanto, os pesquisadores normalmente se referem a este tipo de modelo de medição como sendo um índice formativo. Uma característica importante dos indicadores formativos é que eles não são intercambiáveis, como acontece com os indicadores reflexivos. Assim, cada indicador de um construto formativo captura um aspecto

específico do domínio do construto. Tomados em conjunto, os itens acabam por determinar o significado do construto, o que implica que a omissão de um indicador potencialmente altera a natureza do construto. Como consequência, a amplitude da cobertura do domínio do construto é extremamente importante para garantir que o conteúdo do construto focal seja adequadamente capturado (DIAMANTOPOULOS, 2006). Os indicadores formativos são expressos conforme a equação 3:

$$H = \pi_{x1} X1 + \pi_{x2} X2 + \pi_{x3} X3 + \pi_{x4} X4 + \zeta \quad (3)$$

2.6 RESUMO PARCIAL DO CAPÍTULO 2

Os resíduos sólidos quando descartado de forma incorreta oferecem risco potencial ao meio ambiente, por isso cada vez mais as sociedades contemporâneas estão se preocupando em criar políticas públicas que estimulem a preservação ambiental e a proteção climática.

As nações ao redor do mundo têm buscado alternativas sustentáveis para ampliar a eficiência da proteção climática e a produtividade da utilização de recursos naturais com a finalidade de minimizar os impactos ambientais causados pela exploração de recursos naturais, bem como mitigar os efeitos da gestão tradicional dos resíduos no clima.

O RSU é considerado fonte renovável de energia limpa na geração de eletricidade. Neste contexto, a geração de energia a partir de resíduos pode ser apresentado como uma alternativa interessante para lidar com a problemática do lixo.

A modelagem de equações estruturais por meio do método dos mínimos quadrados parciais é uma abordagem parcimoniosa, racional e eficaz. No PLS-SEM a direção da causalidade é aferida diretamente pelos indicadores reflexivos. As cargas fatoriais do vetor das observações obtidas na pesquisa de campo pelo questionário possuem correlações apropriadas das variâncias e consistência interna favorável. A vantagem da utilização do PLS-SEM é que ele facilita o estudo de teorias em desenvolvimento já que as respostas estruturais são rápidas e os resultados dos testes são apresentados diretamente na interface gráfica.

Neste capítulo foi apresentada a base teórica relativa à pesquisa desenvolvida, sendo construída a partir da pesquisa bibliográfica realizada, fase integrante da dimensão exploratória do presente estudo.

3 METODOLOGIA DA PESQUISA

A pesquisa da dissertação foi classificada como exploratória quanto aos objetivos, pois tem por finalidade aprimorar as ideias através de informações sobre o tema em foco (JUNG, 2010), qualitativa e quantitativa quanto à abordagem e à natureza do processo, já que permite entender os fenômenos em termos dos significados que as pessoas a eles conferem (DENZIN; LINCOLN, 2006) e possibilita o uso de instrumentos para medição das variáveis com a finalidade de analisar por meio de procedimentos estatísticos os dados numéricos (CRESWELL, 2010) e quanto aos procedimentos a pesquisa é do tipo modelagem científica, pois é empregada a Modelagem de Equações Estruturais, uma técnica de análise multivariada de dados, para descrever o funcionamento de um sistema (JUNG, 2010).

A metodologia aplicada foi a de revisão da literatura, sendo a pesquisa bibliográfica a principal fonte de levantamento; após o levantamento bibliográfico, foram realizados fichamentos das informações mais relevantes sobre o assunto retirado desta bibliografia. Por meio destes fichamentos foram verificados um posicionamento mais dinâmico do tema proposto de acordo com o ponto de vista de diversos doutrinadores (BRUYNE; HERMAN; SCHONTHEETE, 1994).

3.1 ESCOLHA DO MÉTODO PLS

Em situações em que a teoria é menos desenvolvida, os pesquisadores devem considerar o uso do PLS-SEM como uma abordagem alternativa ao CB-SEM. Isso é particularmente verdadeiro se o objetivo principal da aplicação da modelagem estrutural for a previsão e a explicação dos construtos alvo (RIGDON et al., 2014). O PLS-SEM funciona com dados em escala métrica, quase métrica e categórica (ou seja, codificados por dummy), embora com certas limitações (HAIR et al., 2017).

O PLS-SEM estima coeficientes (isto é, relações de modelo de caminho) que maximizam os valores de R^2 dos construtos endógenos (alvo). Este recurso atinge o objetivo de previsão do PLS-SEM. PLS-SEM é, portanto, o método preferido quando o objetivo da pesquisa é o desenvolvimento de teoria e explicação da variância (previsão dos construtos). Por esse motivo, o PLS-SEM é considerado uma abordagem baseada em variância para SEM (HAIR et al., 2017).

Várias considerações são importantes ao decidir se deve ou não aplicar o PLS-SEM. Essas considerações também têm suas raízes nas características do método. As propriedades

estatísticas do algoritmo PLS-SEM têm características importantes associadas às características dos dados e do modelo usado. Além disso, as propriedades do método PLS-SEM também afetam a avaliação dos resultados (HAIR et al., 2017).

No PLS-SEM o algoritmo é “partial” (a iteração ocorre em etapas:

mensuração → estrutural → mensuração → ..., até haver a convergência, isto é, os resultados de uma etapa praticamente são iguais aos da etapa anterior). O *bootstrap* é usado para obter os valores-p das correlações entre as variáveis latentes e das cargas fatoriais no SmartPLS. A cada rodada do algoritmo *bootstrapping*, os resultados serão um pouco diferentes (erro padrão, valor-t, valor-p), porque ele se baseia em reamostragem aleatória e com reposição, mas se um coeficiente é significativo ($p < 0,05$) isso não deve mudar de uma rodada para outra (BIDO et al., 2010).

O PLS-SEM não estima todos os parâmetros do modelo simultaneamente. Além disso, o PLS-SEM utiliza o procedimento de *bootstrapping* (STREUKENS; LEROI-WERELDS, 2016), largamente aplicado para quantificar a incerteza, associada a um determinado método estatístico de aprendizado. Essa abordagem inclui amostragem aleatória repetida, com substituição da amostra original, e possibilita que os coeficientes estimados no PLS-SEM sejam verificados quanto à sua significância (HENSELER; RINGLE; SINKOVICS, 2009). O método PLS funciona com um pequeno tamanho de amostra e não exige a normalidade dos dados (DAVARI; REZAZADEH, 2013; HAIR et al., 2017). Nesta pesquisa, o método Partial Least Square (PLS) foi empregado, por meio do software SmartPLS, para a simulação do modelo estrutural.

3.2 DETALHAMENTO DA METODOLOGIA

Apenas com um tratamento dos dados de maneira correta torna-se possível realizar uma constatação confiável do caso estudado. Diante disso, esta subseção possui como propósito oferecer explicações sobre os seguintes procedimentos:

1. Levantamento do estado da arte;
2. Coleta de Dados;
3. Análise de Dados.

3.2.1 Levantamento do Estado da Arte

Inicialmente, foi efetuada a pesquisa exploratória para levantamento do estado da arte, a

identificação das variáveis qualitativas por meio de estudos bibliométricos de periódicos (bases de dados da *Web of Science*, *SCOPUS*, *Science direct*, *Google acadêmico*) e fichamentos de dissertações teses dos repositórios de instituições de ensino superior, livros e anais de congressos. As informações obtidas formam a fundamentação teórica.

Um conjunto teórico de variáveis manifestantes (VM) e variáveis latentes (VL) foi elaborado para testes das hipóteses que representam as relações de dependência e interdependência do modelo teórico.

As variáveis latentes são avaliadas por meio das variáveis manifestantes e a variância entre elas determina as correlações (HAIR JR et al., 2017). Essas VM estão associadas a modelos que incluem construtos reflexivos ou formativos. Nesta pesquisa foi adotado um modelo com construtos reflexivos, onde a direção da causalidade flui da VL para as VM e as perturbações (erros) são verificadas fora do modelo estrutural. As hipóteses aprovadas formam coeficientes de regressões lineares múltiplas, que retratam as relações estruturais da MEE.

Estes procedimentos foram executados por meio do software SmartPLS-SEM para testar estruturas de dados não paramétricos, como as observações do questionário semiestruturado para respostas parametrizadas em uma escala categórica de importância (Likert).

3.2.3 Elaboração questionário, amostragem e coleta de dados

O desenvolvimento de um instrumento de coleta de dados (questionário) e a estimativa do tamanho mínimo da amostra (número de respondentes) foi feito por meio do *GPower* (3.1.9.7). Este *software* permite estimar o poder estatístico e o tamanho da amostra através de alguns testes estatísticos.

O poder do teste consiste na probabilidade do teste rejeitar H_0 quando H_0 é realmente falsa, isto significa dizer que o poder do teste é igual a $1 - \beta$. Nesta análise foi considerado o valor padronizado de 0,80. O nível de significância é suposição da probabilidade do erro tipo I, que representa a rejeição da hipótese nula quando esta é verdadeira (HAIR et al., 2017).

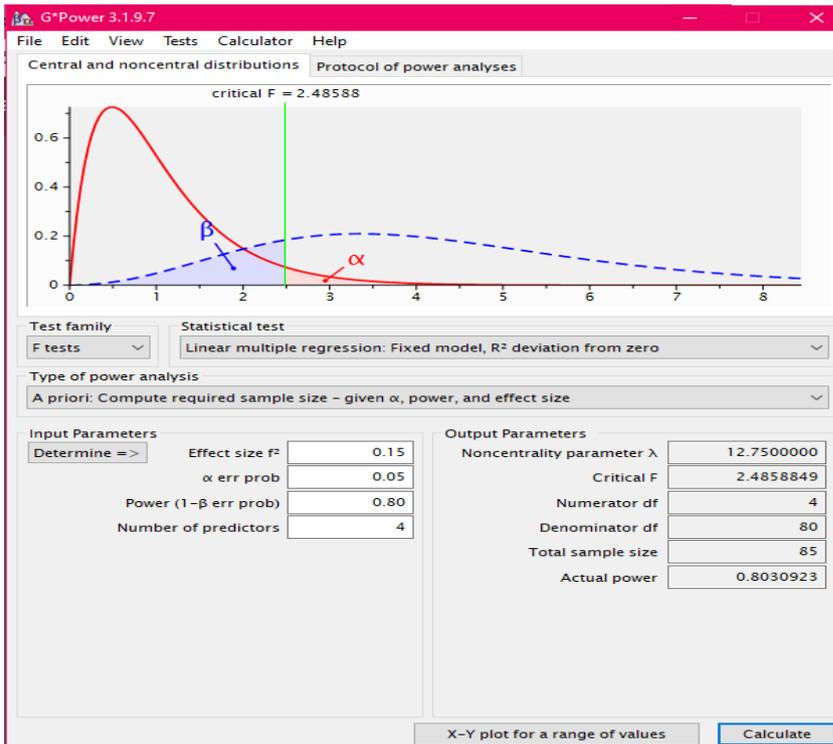
A composição da amostra foi definida considerando a definição do número de indicadores e a definição do poder do teste estatístico e do efeito de variáveis exógenas (f^2). Cohen (2013) e Hair et al. (2017) recomendam o uso do poder de teste 0,80 e o tamanho médio do efeito (f^2) igual a 0,15.

Os dados foram coletados a partir de um questionário estruturado de 22 perguntas, (Apêndice A) que foi respondido com base na escala Likert (WISNER, 2003), com escores para cada questão de 1 (“sem importância”) a 5 (“alta importância”) tendo como base o questionário

aplicado por Bittencourt (2021). Cada uma das perguntas representa um indicador que mede indiretamente os constructos do modelo reflexivo.

O cálculo da amostra, com os parâmetros do poder do teste e tamanho do efeito, usando programas G* Power recomendou 85 observações (Figura 4) para relacionar com 22 indicadores (Quadro 2).

Figura 4 - Cálculo do tamanho da amostra



Fonte: Elaborado pela autora

Quadro 2 - Lista de constructos e indicadores

Constructos	Indicadores	Descrição
Resíduo Sólido Urbano (RSU)	RSU- 1	Poder Calorífico (Kj/Kg)
	RSU -2	Gravimetria
	RSU - 3	Teor de Umidade
	RSU - 4	Adensamento dos resíduos
Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)	PNRS - 1	Destinação Final (t)
	PNRS -2	Gestão de Resíduo (\$)
	PNRS - 3	Coleta seletiva
	PNRS - 4	Saneamento Básico
Constructo Tratamento Térmico (CTQ)	CTQ - 1	Incineração
	CTQ - 2	Gaseificação
	CTQ - 3	Pirólise
	CTQ - 4	Potencial de recuperação de energia (ERP)
	CTQ - 5	Razão de Equivalência
	CTQ - 6	Custos

Quadro 2 - Lista de constructos e indicadores

(continuação)

Constructos	Indicadores	Descrição
<i>Constructo Tratamento Bioquímico (CBQ)</i>	CBQ - 1	Digestão anaeróbica
	CBQ - 2	Fermentação
	CBQ - 3	Biogás (Qnt. Gerada)
<i>Aproveitamento Energético dos Resíduos (WtE)</i>	WtE - 1	Energia Produzida (MWh)
	WtE - 2	Fornecimento Regular
	WtE - 3	Matriz Energética Local
	WtE - 4	Quantidade tratada de RSU (t/ano)
	WtE - 5	Emissões de GEE

Fonte: Elaborado pela autora

Após aplicar o questionário o mesmo foi analisado para determinar qual o número de respostas válidas dentre as obtidas. Foram eliminados todos os questionários que exibiam alguma célula sem preencher ou com uma resposta que não respeitasse os critérios estabelecidos. A análise levou a exclusão de 4 questionários incompletos, resultando em um número total de entrevistas válidas de 100 unidades, o equivalente a 96,1% da população.

3.2.4 Análise de dados

Nesta pesquisa foi utilizado a Análise Fatorial Confirmatória e a Modelagem de Equações Estruturais como instrumentos para avaliação dos dados coletados.

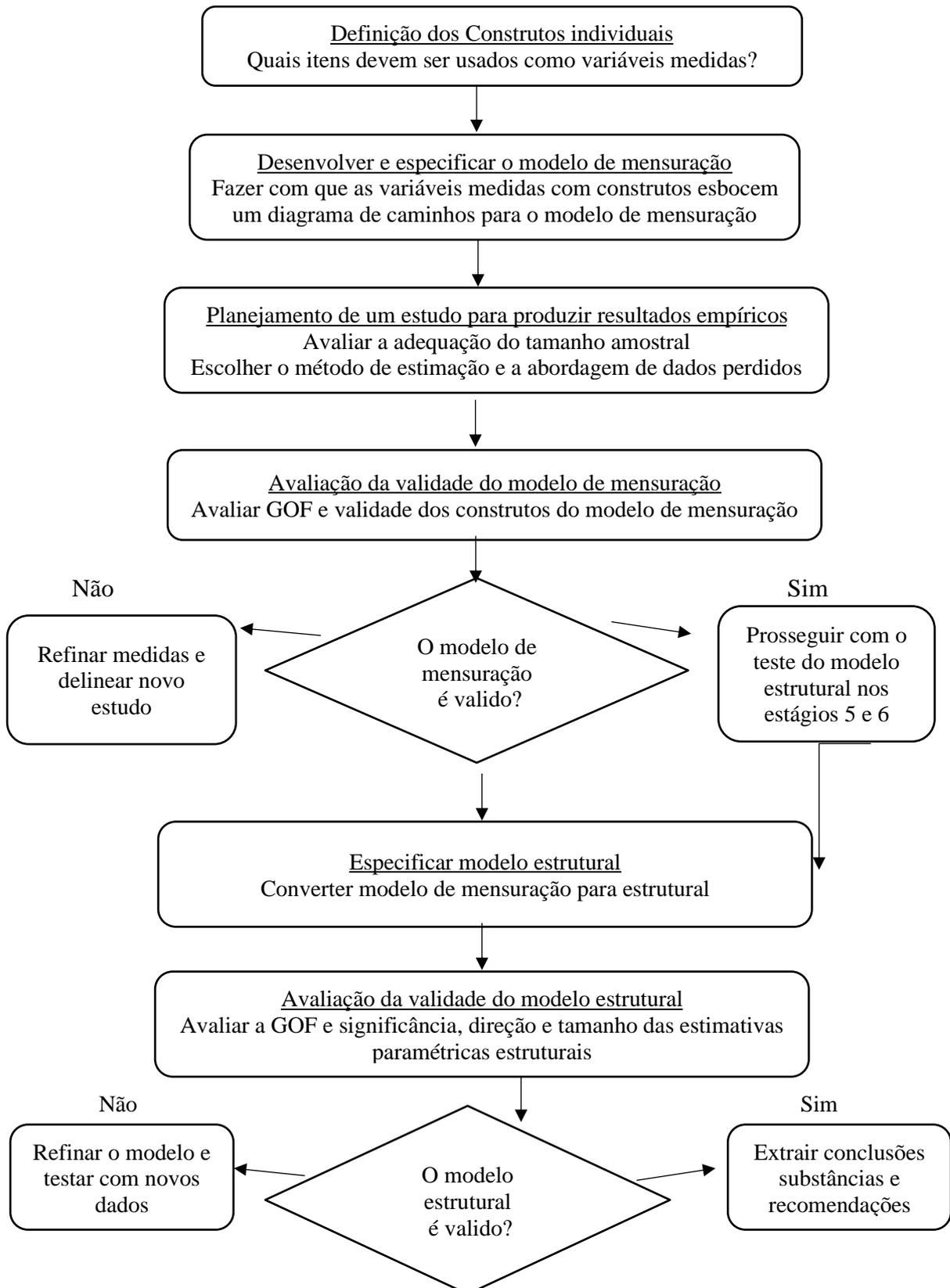
A análise fatorial e análise de regressão múltipla são métodos multivariados, que combinados, dão origem a Modelagem de Equações Estruturais.

Segundo Hair Jr et al. (2009), a MEE deve seguir seis etapas para ser estruturada:

1. Definir os construtos individuais;
2. Desenvolver e especificar o modelo de mensuração;
3. Planejar um estudo para produzir resultados empíricos;
4. Avaliar a validade do modelo de mensuração;
5. Especificar o modelo estrutural;
6. Avaliar a validade do modelo estrutural.

A figura 5 fornece uma visão esquemática dos seis estágios e algumas das atividades envolvidas no teste de um modelo de equações estruturais.

Figura 5 - Etapas do teste de um modelo de equações estruturais



Fonte: adaptado de Hair et al. (2009a, p. 578).

Quando a modelagem é configurada realizasse os testes iniciais antes da análise

confirmatória, que será efetuada com dados obtidos na pesquisa de campo. O *software SmartPLS* gera uma figura com os principais valores, cargas fatoriais dos indicadores em relação aos constructos e coeficientes de caminho entre os constructos relacionados no modelo teórico preliminar, que antes de rodar o software eram hipóteses. O número máximo de rotações para convergir ao modelo é 300; o critério de parada dos cálculos 10^{-7} para as mudanças menores que 10^{-5} .

3.2.4.1 Avaliação do modelo de mensuração

Nesta etapa foi efetuada a análise fatorial confirmatória (CFA) para aceitação do modelo teórico e teste por meio dos indicadores obtidos na pesquisa de campo. Os indicadores são obtidos em decorrência de perguntas da pesquisa. Os indicadores serão validados se tiverem uma carga fatorial entre 0,708 a 0,95 (HAIR JR et al., 2017). Em seguida são realizadas simulações e análise do modelo de medição, conforme os critérios do quadro 3 (SARSTEDT; RINGLE; HAIR, 2017; HAIR et al., 2018).

Quadro 3 - Critérios de Análise do Modelo de Medição

Objetivo	Medida	Critério	Referências
Indicador	Carga Fatorial	$> 0,708^*$	
Consistência interna	Alfa de Cronach	$AC > 0,7^{**}$	Hair et al. (2017)
	Confiabilidade Composta	$CC > 0,7$	
	ρ_A	$\rho_A > 0,7^{***}$	
Validade convergente	Variância média extraída (AVE)	$AVE > 0,5$	
Validade discriminante	Cargas cruzadas	Carga Fatorial	Fornell e Larcker (1981) e Chin (1998)
	Critério de Fornell e Larcker	(AVE) ²	

Nota: * indicadores com cargas fatoriais acima 0,95 indicam que os itens são redundantes, reduzindo a validade de constructo (HAIR et al., 2019).

** Os valores ideais Alfa de Cronbach devem estar entre 0,70 e 0,95. O Alfa de Cronbach tende a subestimar a confiabilidade quando o tamanho da amostra é pequeno (< 100).

*** O coeficiente ρ_A retorna um valor médio entre o alfa de Cronbach (AC) e a Confiabilidade Composta CC (HAIR et al., 2017).

Fonte: adaptado de Hair et al. (2017).

3.2.4.2 Avaliação do modelo de estrutural

A simulação do modelo estrutural utiliza os procedimentos *bootstrapping*² e *blindfolding*³

² O bootstrapping testa as hipóteses e também fornece valores t (valor t), que medem relações causais e avaliam a significância de correlações e regressões (DAVISON; HINKLEY, 1997; WONG, 2019).

³ Blindfolding é uma técnica que reutiliza a amostra para calcular o valor q de Stone-Geisser. Este critério representa a relevância preditiva do modelo com validação cruzada (DAVISON; HINKLEY, 1997; WONG, 2019).

para examinar sua capacidade preditiva (DAVISON; HINKLEY, 1997; WONG, 2019). A abordagem *bootstrap* obtém diferentes conjuntos de dados da amostra original para examinar o nível de incerteza (tamanho do efeito f^2) relacionado com às estimativas do modelo estrutural. Neste trabalho, a abordagem de *bootstrap* foi desenvolvida usando 5000 subamostras da amostra de substituição original. A abordagem *blindfolding* mede a Relevância Preditiva Q^2 e o efeito q^2 ou impacto dos constructos exógenos em constructos endógenos (HENSELER; RINGLE; SINKOVICS, 2009). Os critérios adotados são apresentados no quadro 4.

Quadro 4 - Critérios de análise do modelo estrutural

Objetivo	Medida	Critério	Referências
Avaliar a variância nos construtos endógenos explicados por todos os construtos exógenos	Coefficiente de determinação de Pearson (R^2)	entre 0 a 1*	
Avaliar o efeito do (1988) constructo exógeno quando ele é excluído do modelo	Tamanho do efeito ou indicador de Cohen (f^2)	0,02 – efeito pequeno 0,15 – efeito médio 0,35 – efeito grande	Cohen (1988)
Avaliar o poder preditivo dos valores originalmente observados	Validade preditiva ou indicador de Stone-Geisser ou Redundância da validade cruzada (Q^2)	0,02 – relevância pequeno 0,15 – relevância médio 0,35 – relevância grande	
Avaliar as relações causais	Coefficiente de caminho	O valor de tvalue ideal deve estar acima de 1,96 e o coeficiente de caminho deve ser diferente de zero a um nível de significância de 5%	Hair Jr et al. (2016)

Nota: * É difícil fornecer regras práticas para valores R^2 aceitáveis. Normalmente modelos parcimoniosos (com elevados valores de R^2 e menos construtos exógenos) são priorizados (HAIR et al., 2011).

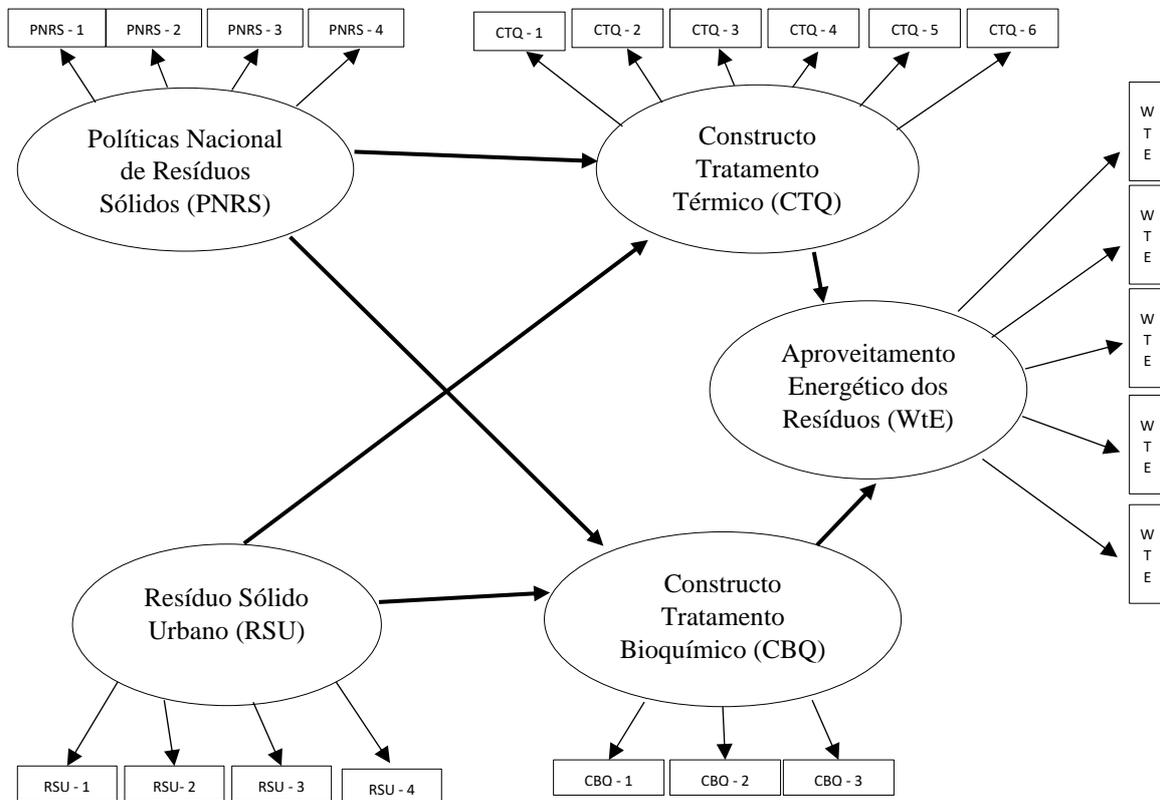
Fonte: adaptado de Hair Jr et al. (2014).

O algoritmo PLS-SEM usou os dados empíricos para os indicadores e determinou iterativamente as pontuações do construto, os coeficientes do caminho, os carregamentos e pesos do indicador e outras estatísticas, como os valores de R^2 . O algoritmo primeiro obteve os resultados do modelo de medição, que são as relações entre os construtos e suas variáveis indicadoras. Em seguida, o algoritmo calculou os coeficientes de caminho, que são as relações entre os construtos no modelo estrutural, juntamente com os valores de R^2 dos construtos endógenos.

A figura 6 mostra o modelo preliminar teórico para avaliar o WTE. O modelo tem dois construtos exógenos – RSU gerados pela sociedade e as PNRS' instituída pela lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 - e três construtos endógenos, que é o CTQ, o CBQ que é um processo no

qual o material orgânico se decompõe microbiologicamente em um ambiente livre de oxigênio e produz biogás e o WtE. Cada um desses construtos é medido por meio de múltiplos indicadores. Por exemplo, o construto endógeno WtE tem cinco variáveis indicadoras medidas, WtE _1 a WtE _5. Usando uma escala de 1 a 5 (sem importância para alta importância) os entrevistados tiveram que avaliar as algumas afirmações. As respostas a essas perguntas representam as medidas desse construto. Os indicadores de circulação dos resíduos até o descarte para o meio ambiente fornecem informações para a avaliação do WtE. O construto em si é medido indiretamente pelas variáveis indicadoras e por esse motivo é denominado variável latente.

Figura 6 - Modelo preliminar teórico para avaliar o WtE



Fonte: Elaborado pela autora

Em síntese, no quadro teórico (Quadro 5) estão as hipóteses na relação das variáveis latentes (áreas de conhecimento associadas na modelagem ou constructos).

Quadro 5 - Quadro teórico das hipóteses da modelagem

Hipóteses	Descrição	Referências
H1	PNRS têm efeito direto na CTQ	Nascimento et al. (2010); Taghipour et al. (2016); Malinauskaite et al. (2017); Khandelwal et al (2019)
H2	PNRS têm efeito direto na CBQ	Nascimento et al. (2010); Taghipour et al. (2016); Malinauskaite et al. (2017); Khandelwal et al. (2019); Nascimento et al. (2010); Yaman, Anil e Alagha (2020)
H3	RSU têm efeito direto na CTQ	Branchini (2015); Soares (2011); Dong et al. (2016); Kannangara, et al. (2018); Haraguchi et al. (2019); Kaur, Bharti e Sharma (2021)
H4	RSU têm efeito direto na CBQ	Branchini (2015); Fan et al. (2018); Cudjoe; Han e Andiwardhana (2020); Kaur, Bharti e Sharma (2021)
H5	CTQ têm efeito direto no WtE	Psomopoulos, Bourka e Themelis (2009); Uieda, (2009); Arena (2012); BEIGL et al. (2008); Soares (2011); Ayoub et. al. (2018); Haraguchi et al. (2019); Kaur, Bharti e Sharma (2021)
H6	CBQ têm efeito direto na WtE	Beigl et al. (2008); Soares (2011); Arena (2012); Ayoub et. al. (2018); Kannangara, et al. (2018); Kaur, Bharti e Sharma (2021)

Fonte: Elaborado pela autora

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O desenvolvimento do modelo teórico, detalhado no Capítulo 2, teve como fundamentação as seguintes premissas técnicas: (i) destina-se à investigação de um fenômeno complexo a partir de elementos claramente definidos e das relações entre os mesmos; (ii) a medida dos elementos do modelo é feita a partir da coleta de dados do ambiente onde se manifesta o fenômeno estudado; (iii) os dados são coletados por meio de um instrumento do tipo questionário de respostas fechadas, derivado do modelo teórico; (iv) os dados coletados são analisados por meio da modelagem de equação estrutural, utilizando o software *SmartPLS*.

4.1 MODELAGEM DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS

As análises conduzidas nesta secção foram realizadas para fortalecer as teorias seguidas no desenvolvimento da MEE para medir o WtE. Esta MEE tem como referência os RSU. Neste estudo, o RSU são os resíduos produzidos pela sociedade que podem ser usados para a geração de energia. A MEE indica caminhos para o aproveitamento energético dos resíduos.

Para selecionar os RSU que serão utilizados no aproveitamento energético é necessário saber a quantidade de energia interna contida no resíduo (RSU_1_Poder Calorífico), o percentual de cada de componente presente no resíduo (RSU_2_Gravimetria), o volume por área que o resíduo ocupa (RSU_4_Adensamento dos resíduos) e a porcentagem de água existente no resíduo (RSU_3_Teor de Umidade) que é um fator fundamental que pode estabelecer a tecnologia de conversão mais adequada, o consumo de energia nos pré-tratamentos e o valor de aquecimento. Resíduos orgânicos têm alto teor de umidade e quanto maior o teor de umidade menor a eficiência (LEME, 2010; PIROTTA; FERREIRA; BERNARDO, 2013; KOMILIS; KISSAS; SYMEONIDIS, 2014; BRANCHINI, 2015; DONG et al., 2016; POWELL; CHERTOW, 2018; KHANDELWAL ET AL (2019).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabeleceu metas e objetivos para pessoas físicas e jurídicas relacionados ao gerenciamento de resíduos (PNRS_2_Gestão de resíduo), promovendo a coleta seletiva (PNRS_3_Coleta seletiva) e o saneamento básico (PNRS_4_Saneamento básico) visando o descarte correto dos resíduos (PNRS_1_Destinação final) (YANG et al., 2010; MAIER; OLIVEIRA; REVIEWS, 2014; LEME et al., 2014; TAGHIPOUR et al., 2016; ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017; KUMAR; SAMADDER, 2017; ABRELPE, 2019; COSTA; DIAS, 2020; KAUR; BHARTI; SHARMA, 2021).

O tratamento térmico dos resíduos tem como objetivo a redução do volume de resíduo e

a geração de energia, sendo útil para mitigar o impacto negativo que a geração de resíduos tem sobre a saúde humana e o meio ambiente. A transformação termoquímica via pirólise de RSU (CTQ_3_Pirólise) é altamente eficiente devido às menores emissões de gases de efeito estufa em comparação com outros métodos de reciclagem de solução mais sustentável para depósitos de RSU. Escolher a tecnologia apropriada a ser empregada envolve a análise de alguns fatores, como custos de operação (CTQ_6_Custos), o potencial de recuperação de energia de RSU (CTQ_4_Potencial de recuperação de energia) que depende da quantidade de resíduo que é incinerado (CTQ_1_Incineração), seu valor de aquecimento e a eficiência do processo de combustão, a temperatura de reação e teor de umidade na conversão de RSU (CTQ_5_Razão de equivalência) que é provavelmente o parâmetro operacional mais importante em unidades WtE baseadas na gaseificação (CTQ_2_Gaseificação), uma vez que afeta fortemente a composição do gás (incluindo o teor de alcatrão) e sua energia química (ARENA, 2012; DONG et al., 2016; AYOUB et. al., 2018; ZHANG; CHEN; RUTH, 2018; KHANDELWAL ET AL 2019; KAUR; BHARTI; SHARMA, 2021).

O tratamento bioquímico de resíduos orgânicos reaproveita os resíduos orgânicos evitando um descarte inadequado e minimizando a degradação do meio ambiente. O RSU contém uma alta proporção de componentes combustíveis, por isso processos que promovem a decomposição dos resíduos em substâncias mais simples têm sido utilizados como a digestão anaeróbica (CBQ_1_Digestão anaeróbica) que produz o biogás (CBQ_3_Biogás) e o processo de fermentação (CBQ_2_Fermentação) que é semelhante à digestão anaeróbia, porém resulta em etanol como produto final (AYOUB et. al., 2018; FAN et al., 2018; CUDJOE; HAN; ANDIWARDHANA, 2020; KAUR; BHARTI; SHARMA, 2021).

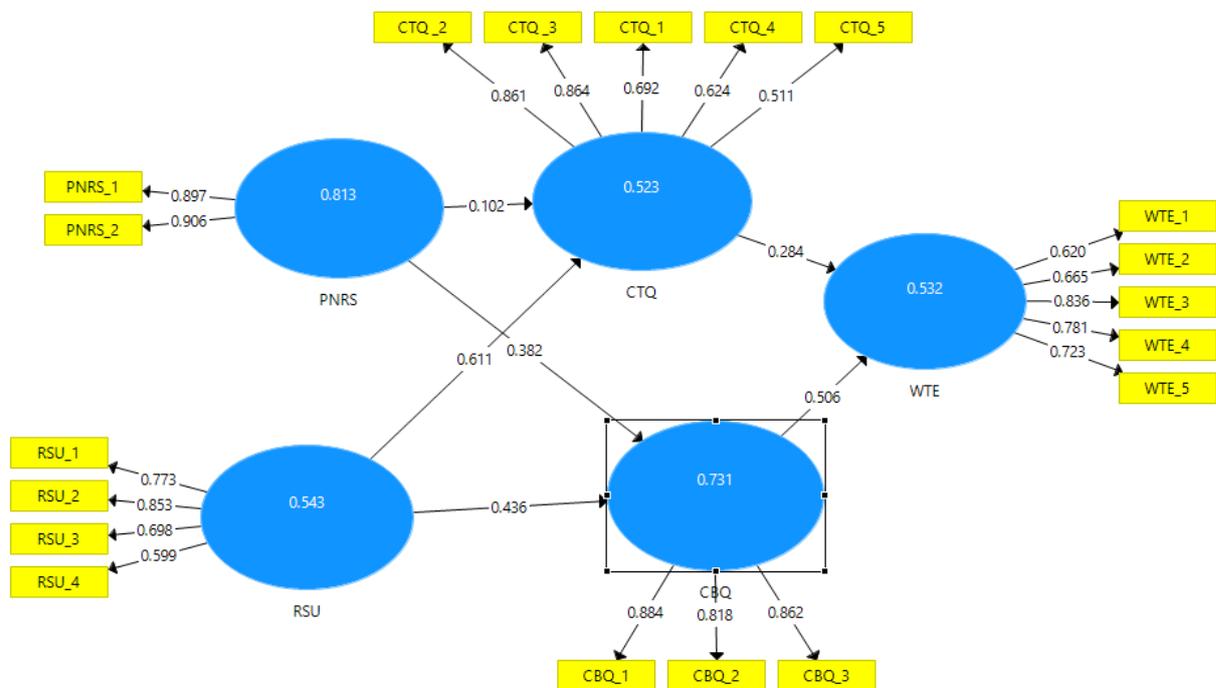
Processos eficientes de recuperação de energia poderiam reduzir as emissões de GEE (WtE_5_Emissões de GEE), pois os resíduos, que não podem ser reciclados de forma técnica ou economicamente viável, podem ser usados como fonte de energia (WtE_1_Energia Produzida) garantindo o fornecimento regular de energia (WtE_2_Fornecimento Regular) (ALFAIA et al., 2017) contribuindo assim para a diversificação Matriz Energética Local (WtE_3_Matriz Energética Local) (KAUR; BHARTI; SHARMA, 2021), além de fornecer uma alternativa para tratar os resíduos que são gerados e seriam descartados no meio ambiente (WtE_4_Quantidade tratada de RSU) (KHANDELWAL et al., 2019).

4.1.1 Análise fatorial exploratória, Análise das hipóteses e coeficientes de caminho (β)

A Figura 7 apresenta os resultados dos indicadores confirmados através da análise

exploratória. Esta figura também mostra as hipóteses H1 a H6 através dos coeficientes de caminho (β). Os valores representam as relações de causa-efeito admitidas nas hipóteses. Os coeficientes de caminho têm valores padronizados aproximadamente entre -1 e +1 (os valores podem ser menores / maiores, mas geralmente ficam entre esses limites). Os coeficientes de caminho estimados próximos de +1 representam fortes relacionamentos positivos (e vice-versa para valores negativos) que geralmente são estatisticamente significativos (ou seja, diferentes de zero na população). Quanto mais próximos de 0 os coeficientes estimados, mais fracos são os relacionamentos. Valores muito baixos próximos de 0 geralmente não são significativamente diferentes de zero (HAIR JR et al., 2016).

Figura 7 - Modelo de caminho, cargas externas e coeficientes estruturais



Fonte: Elaborado pela autora

A hipótese H1 apresentou um coeficiente de caminho ($\beta = 0,098$), indicando que a Política Nacional de Resíduos Sólidos não tem grande influência sobre os tratamentos termoquímicos, isso é justificável, pois o tratamento dos resíduos sólidos, aparece na quinta posição de prioridade logo após a: não geração, redução, reutilização e reciclagem.

O coeficiente de caminho encontrado na hipótese H2 ($\beta = 0,382$) não é surpreendente, afinal a PNRS tem como premissas reduzir a quantidade de materiais em aterros, diminuindo os impactos ambientais e os riscos de poluição e fomentar condições que possibilitem o retorno dos resíduos como matéria prima em outros processos (por exemplo, geração de biogás).

Transformação de resíduos em energia, bem como taxas de reciclagem mais altas, melhoraria a gestão de resíduos no país contribuindo assim para uma redução das emissões de GEE (YAMAN; ANIL; ALAGHA, 2020).

Na hipótese H3 ($\beta = 0,613$), indica que a composição dos RSU exerce influência direta e positiva no CTQ de resíduos. Uma das explicações para esse resultado é o fato da composição física do RSU, termo usado para descrever a composição gravimétrica e a densidade aparente, ser muito importante na avaliação da viabilidade de uso de recursos e recuperação de energia, pois afeta a eficiência operacional dos sistemas de geração de energia (BRANCHINI, 2015), tendo em vista que cada produto possui seu próprio valor energético e propriedades químicas. Assim a determinação da composição dos resíduos é essencial no desenvolvimento de estratégias adequadas de gestão de resíduos, uma vez que a proporção de diferentes frações de resíduos irá determinar os protocolos de coleta de resíduos e tecnologias de tratamento de resíduos que devem ser usados em cada caso particular (POWELL; CHERTOW, 2018). Isso é ratificado pela hipótese H4 ($\beta = 0,436$), pois a informação sobre a composição e caracterização dos resíduos é um insumo fundamental para a concepção da política de gestão de resíduos.

A hipótese H5 ($\beta = 0,281$), mostra que o constructo CTQ exerce influência direta e positiva no WtE, assim como a hipótese H6 ($\beta = 0,511$) que indica que o CBQ apresenta uma influência direta e positiva no WtE. Os coeficientes de caminho apresentados por essas hipóteses são justificáveis na medida em que as tecnologias bioquímicas e termoquímicas usam o RSU como um insumo para substituir os combustíveis fósseis, vinculando um sistema de gestão de RSU a indústrias locais e transferindo recursos físicos de lixo urbano diretamente para aplicações industriais para melhorar a eficiência geral de recuperação de energia da cidade como um todo. A recuperação de energia a partir de resíduos é uma parte essencial da gestão moderna de resíduos (BEIGL et al., 2008).

Os resultados mostram que o modelo de medição é adequado para validação do modelo estrutural (HAIR JR et al., 2017). Do ponto de vista da análise fatorial exploratória os indicadores apresentam coerência com a teoria estudada. Pode-se observar que a destinação final (indicador PNRS_1), ainda é principal ponto de atenção na dinâmica da gestão de RSU (Indicador PNRS_2). Em relação ao RSU é compreensível que a modelagem mostre a importância dos procedimentos de manejo e as tratativas para disposição final tais como estão explícitos nos indicadores RSU_1 a RSU_4. Do poder calorífico ao adensamento em aterros sanitários. O tratamento térmico dos resíduos tem como objetivo a redução do volume de resíduo e a geração de energia, os indicadores CTQ_1 (Incineração), CTQ_2 (fornecimento regular), CTQ_3 (matriz energética local), CTQ_4 (quantidade tratada de RSU) e CTQ_5

(emissões de GEE) compõem os critérios que devem ser avaliados na escolha do tratamento térmico a ser utilizado. O RSU contém uma alta proporção de componentes combustíveis, por isso processos que promovem a decomposição dos resíduos em substâncias mais simples têm sido utilizados como apontado nos indicadores CBQ_1 (Digestão anaeróbica) e CBQ_2 (Fermentação). Processos eficientes de recuperação de energia contribui para a matriz energética local e pode reduzir impactos negativos sobre o meio ambiente como é mostrado nos indicadores WtE_1 a WtE_5.

No quadro 6 são exibidos os indicadores excluídos da análise fatorial confirmatória. Estes indicadores estão com a carga fatorial abaixo de 0,708 (HAIR JR et al., 2016). Eles foram excluídos porque não apresentaram bons resultados no teste de confiabilidade. O SEM-PLS prioriza os indicadores de acordo com sua confiabilidade individual (HAYDUK; LITTVAY, 2012).

Quadro 6 - Indicadores excluídos da modelagem de equações estruturais

Constructo	Indicador	Descrição	Carga Fatorial
Política Nacional de Resíduos Sólidos	PNRS_3	Coleta seletiva	0,663
	PNRS_4	Saneamento Básico	0,669
Tratamento térmico de resíduos	CTQ_6	Custos	0,608

Fonte: Hair Jr et al. (2016).

Assim, a conjectura do modelo teórico através das hipóteses visa testar a teoria levantada no estado da arte. Em linhas gerais, o modelo tem uma boa representatividade. É bem conhecido que o RSU contém uma alta proporção de componentes combustíveis e por isso mais atenção tem sido dada ao uso de RSU como biomassa para recuperação de energia.

A PNRS incluiu em sua redação a recuperação energética como uma das alternativas de destinação ambientalmente adequada, tendo em vista que a geração inadequada de resíduos gera uma alta poluição ambiental ocasionando uma série de desafios de saúde, ambientais e financeiros. Assim, os usos alternativos de resíduos para a produção de energia é uma opção interessante tanto da perspectiva da gestão de resíduos como da perspectiva do sistema energético.

Portanto, a abordagem representada neste modelo em que os RSU são usados como fonte para a geração de energia mostrasse uma alternativa atraente, mas a fim de confirmá-la realizou-se uma análise fatorial confirmatória dos indicadores (variáveis manifestantes ou indicadores de medida direta), para garantir a confiabilidade e a validade dos constructos (variáveis latentes) do modelo teórico e para confirmar melhor rota tecnológica para o aproveitamento energético

dos RSU no Brasil. Neste sentido, seu foco centraliza-se nos coeficientes estruturais que demonstram como as variáveis latentes estão relacionadas entre si.

4.1.2 Análise do modelo de medição (mensuração)

A tabela 5 apresenta as medidas de consistência interna (alfa de Cronbach e CR > 0,7) e validade do convergente (AVE > 0,5).

Tabela 5 - Resultados do teste do modelo de medição com os indicadores validados

Constructo	Indicador	Descrição	Carga	Cronbach's Alpha	CR ¹	AVE ²
Políticas Nacional de Resíduo Sólido	PNRS_1	Destinação Final	0,897	0,770	0,897	0,813
	PNRS_2	Gestão de Resíduo	0,906			
Resíduos Sólidos Urbano	RSU_1	Poder Calorífico	0,773	0,715	0,824	0,543
	RSU_2	Gravimetria	0,853			
	RSU_3	Teor de Umidade	0,698			
	RSU_4	Adensamento dos resíduos	0,599			
Tratamento térmico de resíduos	CTQ_1	Incineração	0,692	0,761	0,841	0,523
	CTQ_2	Gaseificação	0,861			
	CTQ_3	Pirólise	0,864			
	CTQ_4	Potencial de recuperação de energia (ERP)	0,624			
	CTQ_5	Razão de Equivalência	0,511			
Tratamento Bioquímico	CBQ_1	Digestão anaeróbica	0,884	0,816	0,891	0,731
	CBQ_2	Fermentação	0,818			
	CBQ_3	Biogás	0,862			
Aproveitamento Energético dos Resíduos	WtE_1	Energia Produzida	0,620	0,775	0,849	0,532
	WtE_2	Fornecimento Regular	0,665			
	WtE_3	Matriz Energética Local	0,836			
	WtE_4	Quantidade tratada de RSU	0,781			
	WtE_5	Emissões de GEE	0,723			

Nota: (1) CR = Confiabilidade Composta; (2) AVE = variância média extraída

Fonte: Elaborado pela autora

O alfa de Cronbach assume que todos os indicadores são igualmente confiáveis (ou seja, todos os indicadores têm cargas externas iguais no construto) ele também é sensível ao número de itens da escala e na maioria das vezes tende a subestimar a confiabilidade da consistência interna. Como tal, pode ser usado como uma medida mais conservadora da confiabilidade da consistência interna. Devido às limitações do alfa de Cronbach, é tecnicamente mais apropriado aplicar uma medida diferente de confiabilidade de consistência interna, que é conhecida como confiabilidade composta. Os valores de Alfa de Cronbrach (Tabela 5) estão acima de 0,6, o que

denota uma boa medida de consistência interna dos indicadores em relação aos constructos exógenos e endógenos (HAIR JR et al., 2016).

A confiabilidade composta varia entre 0 e 1, com valores mais altos indicando níveis mais altos de confiabilidade. Geralmente é interpretado da mesma forma que o alfa de Cronbach. Especificamente, valores de confiabilidade composta de 0,60 a 0,70 são aceitáveis em pesquisas exploratórias, enquanto em estágios mais avançados de pesquisa, valores entre 0,70 e 0,90 podem ser considerados satisfatórios. Valores acima de 0,90 (e definitivamente acima de 0,95) não são desejáveis porque indicam que todas as variáveis indicadoras estão medindo o mesmo fenômeno e, portanto, provavelmente não são uma medida válida do construto.

A variância média extraída (AVE), que mostra a quantidade de variância total nos indicadores representados pelo construto, variou entre 0,523 a 0,813 (acima do mínimo recomendado de 0,5), indicando que, em média, os construtos explicam mais da metade da variância de seus indicadores.

Neste trabalho, foram mantidos os indicadores (RSU_3, RSU_4, CTQ_1, CTQ_4, CTQ_5, CTQ_6, WtE_1 e WtE_2) que apresentam carga fatorial entre 0,51 e 0,7 e estão consistentes no modelo teórico. Esses indicadores influenciam positivamente na qualidade das medidas de consistência interna dos constructos e a exclusão deles diminuiria o valor da confiabilidade dos seus respectivos constructos medido pelo indicador Alfa de Cronbach e pela AVE.

A confiabilidade de cada variável latente foi avaliada por meio da confiabilidade composta (CR) proposta por Fornell e Larcker (1981) e pelo Alfa Cronbach. Os valores de CR obtidos mostram que o nível de associação entre os constructos e os indicadores por constructos, variou de 0,824 a 0,897, enquanto os valores de Alfa Cronbach variaram de 0,715 a 0,816, conforme recomendado por Hair Jr et al. (2017), indicando uma boa confiabilidade dos constructos.

Para avaliar a validade convergente utilizou-se a AVE, que mostra a quantidade de variância total nos indicadores representados pelo construto, variou entre 0,523 a 0,813 e as cargas externas (*outer loading*) cujo os valores variaram de 0,511 a 0,897 e segundo Hulland (1999), há situações na análise fatorial confirmatória que, ao invés de eliminar automaticamente os indicadores quando a carga externa está abaixo de 0,70, mantêm a medida indireta do construto, examinando cuidadosamente os efeitos da exclusão dos indicadores em relação à medida da confiabilidade composta, bem como à validade do conteúdo do construto.

Conforme Hair Jr et al. (2017), a validade discriminante é a extensão em que um construto é verdadeiramente distinto de outros construtos por padrões empíricos. Desta forma, estabelecer

a validade discriminante pressupõe que um construto é único e captura fenômenos não representados por outros construtos no modelo. Os carregamentos cruzados são normalmente a primeira abordagem para avaliar a validade discriminante dos indicadores (Tabela 6).

Tabela 6 - Cargas cruzadas

	PNRS	RSU	CTQ	CBQ	WtE
PNRS_1	0,897	0,456	0,382	0,542	0,497
PNRS_2	0,906	0,514	0,396	0,57	0,453
RSU_1	0,522	0,773	0,526	0,503	0,419
RSU_2	0,454	0,853	0,596	0,591	0,461
RSU_3	0,263	0,698	0,396	0,407	0,457
RSU_4	0,308	0,99	0,414	0,352	0,439
CTQ_2	0,419	0,62	0,861	0,675	0,486
CTQ_3	0,422	0,53	0,864	0,583	0,533
CTQ_1	0,281	0,478	0,692	0,59	0,482
CTQ_4	0,259	0,417	0,624	0,412	0,479
CTQ_5	0,079	0,306	0,511	0,253	0,364
CBQ_1	0,566	0,653	0,621	0,884	0,614
CBQ_2	0,454	0,501	0,618	0,818	0,664
CBQ_3	0,56	0,479	0,612	0,862	0,545
WtE_1	0,499	0,461	0,526	0,51	0,62
WtE_2	0,256	0,486	0,518	0,421	0,665
WtE_3	0,382	0,405	0,506	0,54	0,836
WtE_4	0,49	0,374	0,384	0,594	0,781
WtE_5	0,265	0,437	0,419	0,509	0,723

Fonte: Hair Jr et al. (2017).

Os indicadores são manifestações dos seus constructos, então essas cargas têm que está mais relacionada com seus respectivos constructos, é o caso deste trabalho, onde os indicadores analisados, conforme tabela 6, possuem um valor de carga maior relacionado com seus constructos, caso não fosse assim isso sugeriria que os constructos são menos distintos um do outro, não do ponto de vista conceitual, mas do ponto de vista de mensuração.

O critério de Fornell-Larcker é a segunda abordagem para avaliar a validade discriminante. Ele compara a raiz quadrada dos valores de AVE com as correlações das variáveis latentes. Especificamente, a raiz quadrada de AVE de cada construção deve ser maior do que sua correlação mais alta com qualquer outra construção. A tabela 7 mostra o resultado da validade do discriminante através do critério de Fornell-Larcker.

Tabela 7 - Validade do discriminante (Critério Fornell e Lacker)

Variáveis latentes	PNRS	RSU	CTQ	CBQ	WtE
PNRS	0,902				
RSU	0,539	0,737			
CTQ	0,431	0,666	0,723		
CBQ	0,617	0,642	0,721	0,855	
WtE	0,526	0,595	0,649	0,711	0,729

Nota: A diagonal é a raiz quadrada da AVE das variáveis latentes e indica o mais alto em qualquer coluna ou linha.
Fonte: Hair Jr et al. (2017).

A lógica do método FornellLarcker é baseada na ideia de que um construto compartilha mais variância com seus indicadores associados do que com qualquer outro construto (HAIR JR et al., 2017).

Henseler (2015) propõem avaliar a razão heterotrait-monotrait (HTMT) das correlações para examinar a validade discriminante. Em suma, HTMT é a razão das correlações entre características e as correlações dentro das características. HTMT é a média de todas as correlações de indicadores entre construtos medindo diferentes construtos (ou seja, as correlações de heterotrait-heterométodo) em relação à média (geométrica) das correlações médias de indicadores que medem o mesmo construto (ou seja, as correlações de monotrait-heterométodo). Tecnicamente, a abordagem HTMT é uma estimativa de qual seria a verdadeira correlação entre dois construtos, se eles fossem perfeitamente medidos (ou seja, se eles fossem perfeitamente confiáveis). Essa correlação verdadeira também é conhecida como correlação desatenuada. Uma correlação desatenuada entre dois construtos perto de 1 indica uma falta de validade discriminante (Tabela 8).

Tabela 8 - Validade discriminante (Abordagem HTMT)

Variáveis latentes	PNRS	RSU	CTQ	CBQ	WtE
PNRS	1				
RSU	0,709	1			
CTQ	0,536	0,885	1		
CBQ	0,777	0,819	0,893	1	
WtE	0,676	0,815	0,854	0,893	1

Fonte: Henseler (2015).

Os constructos (variáveis latentes) podem ter uma relação muito forte entre si. Caso se correlacionem de uma maneira muito alta, podem interferir na medida indireta do outro, através de cargas fatoriais altas (acima 0,90) dos indicadores. Em linhas gerais, a validade é definida pelo pesquisador através dos constructos e dos indicadores apresentados no questionário da

pesquisa, definido no estado da arte (LEWIS; TEMPLETON; BYRD, 2005).

Do ponto de vista prático, na abordagem reflexiva, o constructo causa efeito nos indicadores na medida em que a inserção ou exclusão dos indicadores interferem na medição indireta. As correlações entre os constructos não interferem na medida individual do constructo que está sendo avaliado no modelo externo. Isto quer dizer que o questionário da pesquisa não tem vieses (HAIR JR et al., 2016).

Face aos resultados obtidos no teste do modelo de medida segundo as três dimensões-chave (confiabilidade, validade convergente e validade discriminante) permite concluir que a proposta teórica explica como as diferentes variáveis manifestas representam as medidas dos cinco constructos em análise, o que constitui a base do modelo teórico desenvolvido.

4.1.3 Análise do modelo estrutural

A teoria estrutural mostra como as variáveis latentes estão relacionadas entre si (ou seja, mostra as construções e as relações de caminho entre elas no modelo estrutural). A localização e a sequência dos construtos são baseadas na teoria ou na experiência e conhecimento acumulado do pesquisador. Quando os modelos de caminho são desenvolvidos, a sequência é da esquerda para a direita. As variáveis do lado esquerdo do modelo de caminho são variáveis independentes e qualquer variável do lado direito é a variável dependente. Além disso, as variáveis à esquerda são mostradas como precedendo sequencialmente e prevendo as variáveis à direita. No entanto, as variáveis também podem servir como variáveis independentes e dependentes (HAIR JR et al., 2017).

Quando as variáveis latentes servem apenas como variáveis independentes, são chamadas de variáveis latentes exógenas (PNRS e RSU). Quando as variáveis latentes servem apenas como variáveis dependentes (WtE) ou como variáveis independentes e dependentes (CTQ e CBQ), elas são chamadas de variáveis latentes endógenas.

Os principais critérios para avaliar o modelo estrutural em PLS-SEM são a significância dos coeficientes de caminho, o nível dos valores de R^2 , o tamanho do efeito f^2 , a relevância preditiva Q^2 e o tamanho do efeito q^2 .

Antes de começar as análises, no entanto, é preciso examinar o modelo estrutural para colinearidade (HAIR JR et al., 2017). Na tabela 9, estão os resultados da avaliação de colinearidade é possível perceber que o modelo não apresenta problema de multicolinearidade.

Tabela 9 - Resultado da avaliação de colinearidade

Hipótese	VIF
H1 PNRS -> CTQ	1,409
H2 PNRS -> CBQ	1,409
H3 RSU -> CTQ	1,409
H4 RSU -> CBQ	1,409
H5 CTQ ->WtE	2,085
H6 CBQ -> WtE	2,085

Legenda: VIF = variance inflation factor.

Obs.: VIF tem que ser abaixo de 5 para não ter problema de multicolinearidade.

Fonte: Hair Jr et al. (2017).

Uma carga não significativa (valor t inferior a 1,96 para $p = 0,05$) indica que este valor é estatisticamente igual a 0, o que significa que o indicador explica pouco sobre a variável latente. Diante disso, o resultado dos testes das hipóteses do modelo, após a execução do procedimento de bootstrap, rejeitou a hipótese H1, ou seja, essa hipótese não foi suportada (aceita). Esse procedimento fornece uma orientação para decidir se os dados estão muito longe de serem normalmente distribuídos (quanto maior valor-t, melhor é a probabilidade p).

A explicação teórica e prática para rejeição da hipótese H1 é que a PNRS propõe que no gerenciamento de resíduos sólidos seja observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos e como ao contrário da maioria dos países desenvolvidos que utilizam o WtE para gerar energia no Brasil existe desconhecimento por parte da sociedade brasileira que não conhece bem as tecnologias WtE e por isso os resíduos inorgânicos que não são reutilizados ou reciclados em vez de serem utilizados para geração de energia são em sua grande maioria destinados aos aterros que no Brasil ainda são os principais destinos dos resíduos que são gerados.

A hipótese H3 apresentou um forte nível de significância, t-value= 6,327. Ao passo que as hipóteses H2, H4, H5 e H6 têm uma média significância estatística com t-value = 3,823, t-value = 3,106, t-value = 2,362 e, t-value = 3,845, respectivamente.

Os resultados do modelo estrutural (Tabela 10) permitem determinar que o RSU tem o efeito mais forte em CTQ (0,613), afinal os resíduos orgânicos apresentam 60% de umidade, ocasionando um baixo valor de PCI enquanto que os resíduos inorgânicos apresentam um baixo teor de umidade inferior, logo possuem maior poder calorífico. O CBQ tem o efeito mais forte em WtE (0,511), isso é confirmado pela teoria, pois a PNRS tem como um dos seus objetivos incluir sistemas de recuperação de energia e como os principais componentes dos resíduos brasileiros são orgânicos, que contribuem com 45,3% do peso total dos resíduos gerados, é

natural que sejam utilizados mais tratamentos bioquímicos no Brasil para tratar os resíduos gerados.

Tabela 10 - Resultado do modelo estrutural

Hipótese	R ²	Coefficiente Estrutural	f ²	Erro Padrão	Valor-t*	Decisão	Q ²	q ²
H1 PNRS -> CTQ	0,451	0,098	0,015	0,082	1,202	Não Suportado	0,210	0,003
H2 PNRS -> CBQ	0,515	0,381	0,210	0,1	3,823	Suportado	0,348	0,121
H3 RSU -> CTQ	0,451	0,613	0,131	0,097	6,327	Suportado	0,210	0,170
H4 RSU -> CBQ	0,515	0,436	0,280	0,14	3,106	Suportado	0,348	0,141
H5 CTQ -> WtE	0,545	0,281	0,085	0,119	2,362	Suportado	0,261	-0,003
H6 CBQ -> WtE	0,545	0,511	0,270	0,133	3,845	Suportado	0,261	0,00

* significância estatística ($p < 0,05$)

Fonte: Elaborado pela autora

A verificação do tamanho do efeito (f^2) da variância explicada R^2 com a inclusão e exclusão dos constructos exógenos essa medida é usada para avaliar se o construto omitido tem um efeito substantivo sobre os construtos endógenos. Os resultados mostram que as hipóteses H2, H3, H4 e H6 tiveram um tamanho de efeito médio com valores respectivos de $f^2=0,210$, $f^2=0,131$, $f^2=0,280$ e $f^2=0,270$. Enquanto que hipótese H5 apresentou um tamanho de efeito pequeno $f^2=0,085$. O R^2 das hipóteses H2 e H4 foi de 0,515 e das hipóteses H5 e H6 indicando, respectivamente, que os constructos PNRS e RSU explicam conjuntamente 51,5% da variância de CBQ e que CTQ e CBQ explicam 54,5% da variância do WtE.

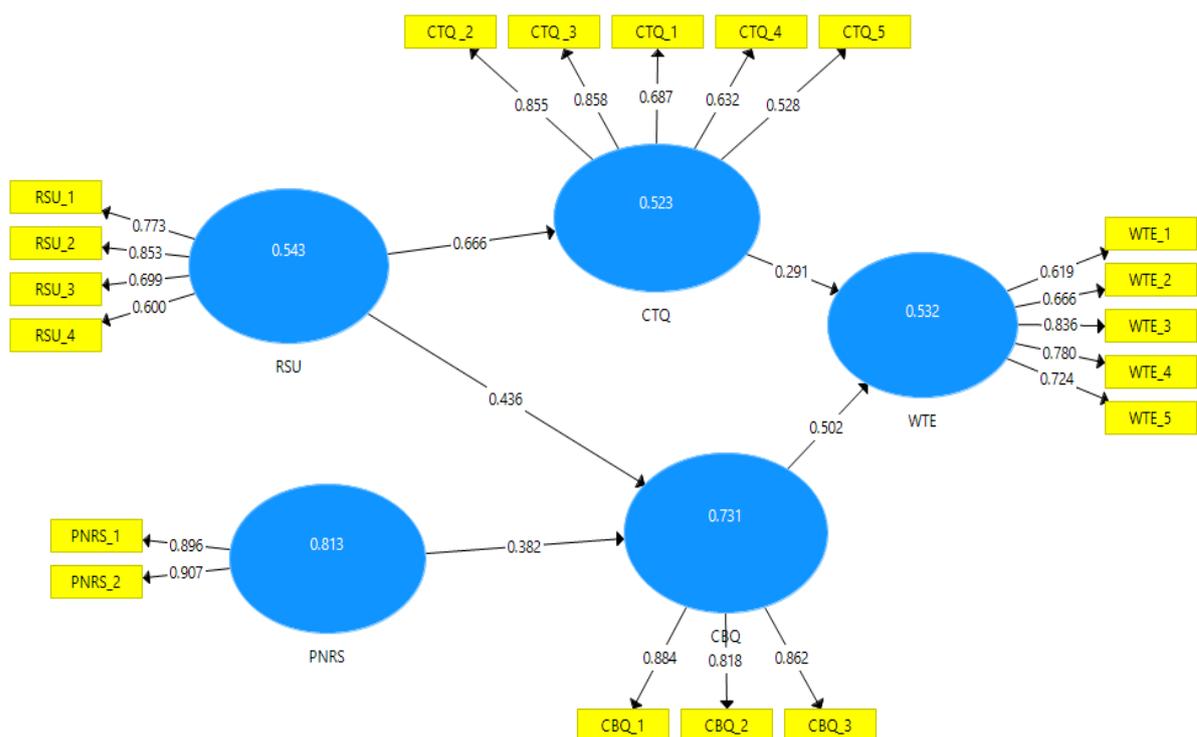
O resultado da relevância preditiva Q^2 foi obtido usando o procedimento de blindfolding, que é análogo à avaliação de R^2 . As inclusões ou exclusões dos constructos exógenos determinam o efeito do tamanho q^2 da relevância preditiva Q^2 . Os valores Q^2 representam uma medida de quão bem o modelo de caminho pode prever os valores originalmente observados e o tamanho do efeito q^2 serve para comparar o impacto relativo da relevância preditiva dos constructos. O tamanho do efeito de q^2 apresentado pelas hipóteses H2 e H4 foi pequeno, respectivamente, os valores de $q^2=0,121$ e $q^2=0,141$. A hipótese H3 apresentou efeito do tamanho q^2 da relevância preditiva média, o valor de $q^2=0,170$. Em contraposição, as hipóteses H5 e H6 apresentaram, respectivamente, efeito do tamanho de $q^2=-0,003$ e $q^2=0,00$, ou seja, não possuem relevância preditiva para estimação do constructo do CTQ e CBQ na medição do WtE. Esse resultado reflete a pouca atenção que tem sido dada para o uso de tratamentos térmicos e bioquímicos, no Brasil, para a geração de energia a partir dos resíduos, por isso a maioria dos respondentes deste trabalho desconhecem a importância dos tratamentos térmicos e bioquímicos.

Embora a MEE exija ajustes (evitando superajustes), o modelo estrutural necessita de coerência teórica (HAIR et al., 2016; SOUZA BIDO; SILVA, 2019). O que é mais importante na MEE é a teoria que sustenta as relações de dependência e interdependência entre os constructos. Os dados coletados pelos questionários são importantes na demonstração do modelo teórico para explicar favoravelmente (preservando a coerência teórica) as relações observadas na medição. A MEE deste estudo mostra, de forma coerente, que os coeficientes de caminhos (coeficientes de regressão) foram aceitos para as condições estabelecidas. Os constructos exógenos explicam os fenômenos através dos constructos endógenos, que por sua vez sofrem os efeitos.

4.1.4 Análise do modelo como ferramenta de apoio à gestão de resíduos

O modelo estrutural está representado na figura 8, tendo sido excluída a hipótese H1, que não foi suportada no procedimento do *bootstrap*. O modelo mostra a hierarquia por ordem de importância/impacto dos indicadores e dos constructos para o aproveitamento energético dos resíduos sólidos. O constructo endógeno WtE é determinado pelos constructos exógenos e endógenos de 1ª ordem.

Figura 8 - Modelo estrutural após testes e ajustes



Fonte: Elaborado pela autora

O modelo estrutural é apresentado através das seguintes equações:

$$CTQ = 0,216PNRS + 0,513RSU + \zeta_1 \quad (4)$$

$$CBQ = 0,427PNRS + \zeta_2 \quad (5)$$

$$WtE = 0,278PNRS + 0,345RSU + \zeta_3 \quad (6)$$

Onde: CTQ é Tratamento Termoquímico, PNRS é a Políticas Nacional de Resíduos Sólido, RSU são os Resíduos Sólido Urbanos, CBQ é a Conversão Bioquímica, WtE é o Aproveitamento Energético dos Resíduos e ζ são erros de medição dos constructos endógenos.

Para a simulação das equações 4 a 6 é possível deduzir os valores PNRS e RSU através de grandezas mássicas (t) e/ou monetárias (\$).

Os RSU podem ser medidos diretamente, através da quantidade dos resíduos coletados no Brasil apresentado no gráfico 1 (seção 2.1 A problemática dos resíduos sólidos urbanos no brasil), a quantidade de resíduos coletados no Brasil no ano de 2020 foi de 76,1 milhões de toneladas.

A simulação da equação 6 representa a medida do WtE, ou uma medida do aproveitamento Energético dos Resíduos, que é a quantidade (toneladas) de resíduos transferidos para o meio ambiente que podem ser usados para a geração de energia. De acordo com a equação, o PNRS tem o coeficiente de 0,278 (27,8%) associado a materiais dinâmicos que são descartados pela sociedade, enquanto os RSU têm o coeficiente de 0,345 (34,5%).

A simulação da equação 6, que mensura a taxa dos WtE, admitiu que o PNRS_2 (gestão de resíduo) do Brasil recursos aplicados pelos municípios nos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos, que incluem a coleta, transporte, a destinação final e os serviços de varrição, capina, limpeza e manutenção de parques e jardins, limpeza de córregos, entre outros, alcançou cerca de R\$ 27,3 bilhões no ano (ABRELPE, 2021). De acordo com a pesquisa de campo o valor do RSU foi estabelecido ao custo de R\$ 100,00/t, que equivale a 273.000/t. Para determinação da simulação da taxa do WtE, foi adotada a memória de cálculo da equação 6:

$$WtE = 0,278 * 273.000 + 0,345 * 76.100.000 = 75.894 + 26.254.500 = 26.330.394t$$

O resultado da simulação mostra que 26 milhões de toneladas de resíduos coletados já

viabiliza a utilização de resíduos para a geração de energia e esse número é cerca de apenas 1/3 do total de resíduo que foi coletado no ano de 2020 no território brasileiro.

Eventualmente, melhorar a aplicação do PNRS pode ser um determinante no WtE na medida que será possível destinar os resíduos gerados pela sociedade para o aproveitamento energético.

Na tabela 11, são mostrados os valores percentuais ou a participação dos indicadores na medição indireta dos constructos por score (t_value) do modelo externo. Quanto maior o (t_value), melhor é a significância (p-value).

Tabela 11 - Distribuição percentual do modelo externo por constructo

Constructo	Indicador	Descrição	Carga	t_value	%
Resíduo Sólido Urbano (RSU)	RSU_1	Poder Calorífico	0,773	10,575	34%
	RSU_2	Gravimetria	0,853	10,854	35%
	RSU_3	Teor de Umidade	0,699	4,018	13%
	RSU_4	Adensamento dos resíduos	0,6	5,415	18%
Σ			2,925	30,862	100%
Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)	PNRS_1	Destinação Final	0,896	25,393	45%
	PNRS_2	Gestão de Resíduo	0,907	31,239	55%
Σ			1,803	56,632	100%
Constructo Tratamento Térmico (CTQ) dos resíduos	CTQ_1	Incineração	0,687	5,368	12%
	CTQ_2	Gaseificação	0,855	13,854	31%
	CTQ_3	Pirólise	0,858	19,494	43%
	CTQ_4	Potencial de recuperação de energia	0,632	6,154	14%
	CTQ_5	Razão de Equivalência	0,528	5,401	12%
Σ			2,873	44,903	100%
Constructo Tratamento Bioquímico (CBQ)	CBQ_1	Digestão anaeróbica	0,884	13,833	29%
	CBQ_2	Fermentação	0,818	15,421	32%
	CBQ_3	Biogás	0,862	18,426	39%
Σ			2,564	47,68	100%
Aproveitamento Energético dos Resíduos (WtE)	WtE_1	Energia Produzida	0,619	5,764	11%
	WtE_2	Fornecimento Regular	0,666	8,602	17%
	WtE_3	Matriz Energética Local	0,836	17,099	34%
	WtE_4	Quantidade tratada de RSU	0,78	11,967	23%
	WtE_5	Emissões de GEE	0,724	7,573	15%
Σ			3,625	51,005	100%

Fonte: Elaborado pela autora

No modelo estrutural, ou modelo interno, o indicador RSU_2 tem 35% de participação no constructo de RSU. Esse indicador está associado ao percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra. Esse percentual de participação é justificável porque a composição e as características do RSU são altamente heterogêneas, portanto, devem ser avaliadas antes de projetar qualquer instalação WtE (BRITO et al., 2013).

Os indicadores CTQ_1 (Incineração), CTQ_2 (Gaseificação), CTQ_3 (Pirólise), CTQ

_4 (Potencial de recuperação de energia) e CTQ _5 (Razão de Equivalência) compõem os critérios que devem ser avaliados na escolha do tratamento térmico a ser utilizado e participam com 12%, 31%, 43%, 14% e 12%, respectivamente.

Neste MEE, o constructo do PNRS influencia fortemente o constructo dos CBQ, o que implica uma dinâmica de 55% do indicador PNRS_2 (**gestão de resíduo**) e 45% do indicador PNRS_1 (destinação final). Portanto, a **gestão de resíduo** é mais representativa para formação do CBQ.

O constructo dos CBQ exerce uma influência significativa no WtE porque os indicadores estão correlacionados. O indicador CBQ_3 (biogás), participa, preferencialmente, com 39% na medição indireta do constructo. Esse percentual de participação é justificável porque segundo Neiva et al. (2008) que 1m³ de biogás produzido a partir do processo de digestão anaeróbia pode gerar 2,04 kWh de eletricidade levando uma eficiência de conversão de 35%. O indicador CBQ_2 (fermentação), nesta pesquisa, participa com 32% no constructo CBQ e o indicador CBQ_1 (digestão anaeróbica) tem participação de 29%.

Os indicadores WtE_1 (energia produzida), WtE _2 (fornecimento regular), WtE _3 (matriz energética local), WtE_4 (quantidade tratada de RSU) e WtE_5 (emissões de GEE) foram selecionados na revisão da literatura como os métodos de contabilização mais frequentemente adotados para avaliar o aproveitamento energético dos resíduos e participam com 11%, 17%, 34%, 23% e 15%, respectivamente.

O equacionamento apropriado para escolher a melhor forma de destinação final a ser dado ao lixo gerado em uma localidade envolve considerar alguns critérios como: (i) quantidade de lixo produzida em cada localidade, produção per capita; (ii) composição do lixo; (iii) onde e como o lixo é disposto; (iv) quais os benefícios que o reaproveitamento dos resíduos pode viabilizar.

É perceptível que o tratamento térmico de resíduos apresenta vantagens em relação a outras formas de tratamento, pois ocasiona uma redução de desperdício de 70% em massa e de 80% a 90% em volume. As usinas podem ser instaladas em locais estratégicos, com redução imediata de RSU no local. Além disso, há redução de GEE em comparação com o aterro (CONSONNI., 2005; KREITH, 2002; SINGH et al., 2011).

As informações obtidas do modelo estrutural podem subsidiar a priorização de ações no âmbito da gestão de resíduos sólidos. Considerando os resultados obtidos neste trabalho, o CBQ foi o constructo que apresentou o efeito mais forte no WtE, mostrando que as tecnologias bioquímicas são uma opção interessante para serem usadas como rota tecnológica para o aproveitamento energético dos RSU no Brasil. Os resultados refletem a opinião da sociedade

local por grau de importância, de acordo com o plano amostral.

Embora a amostra da heterogeneidade das características dos resíduos disponíveis possibilite a aplicação de um vasto conjunto de tecnologias, as regras heurísticas propostas justificaram a seleção de uma rota tecnológica mais promissora para o Brasil, considerando os dados analisados.

4.2 CONCLUSÕES PARCIAIS DO CAPÍTULO 4

Neste capítulo foram apresentados os resultados empíricos da avaliação e validação de um modelo teórico para a compreensão do WtE, por meio da análise das evidências teóricas sobre as relações causais estabelecidas entre os principais construtos: Política Nacional de Resíduos Sólidos, resíduo sólido, tratamento térmico dos resíduos e tratamento bioquímico. Foi realizada a aplicação de uma modelagem de equações estruturais ao modelo teórico formulado.

O algoritmo PLS-SEM usou os dados empíricos para os indicadores e determinou iterativamente as pontuações do construto, os coeficientes do caminho, os carregamentos e pesos do indicador e outras estatísticas, como os valores de R^2 . O algoritmo primeiro obteve os resultados do modelo de medição, que são as relações entre os construtos e suas variáveis indicadoras. Em seguida, o algoritmo calculou os coeficientes de caminho, que são as relações entre os construtos no modelo estrutural, juntamente com os valores de R^2 dos construtos endógenos. Todos os resultados encontrados são padronizados, o que permitiu que eles fossem comparados entre si.

5 CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, a modelagem de equações estruturais pode ser adotada para dar suporte à execução das diretrizes do plano de aproveitamento energético dos resíduos.

Os resultados deste trabalho mostram, também, que os tratamentos térmicos e bioquímicos podem ser utilizados para contribuir com a resolução da problemática do lixo no Brasil, bastando para isso considerar as desigualdades regionais do país, com grandes disparidades econômicas e sociais entre estados e entre vilas e cidades no Brasil, a situação com relação aos resíduos sólidos também deve ser analisada por região. Isso fornecerá dados mais representativos da realidade do país e ajudará a identificar qual a rota adequada para cada região.

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, os resíduos sólidos podem ser usados como matéria prima para contribuir com mais geração de energia elétrica para a matriz energética nacional. Com estes resultados é possível elaborar um Plano para a gestão dos resíduos tendo como objetivo tornar os resíduos insumo em processos de geração de energia.

É importante ressaltar também que, apesar dos ajustes e coerência teórica, os resultados da MEE são específicos para um conjunto de dados amostrados de um grupo de respondentes. Em circunstâncias diferentes, a MEE poderá resultar outras configurações conforme a CFA dos dados obtidos na amostragem. As modelagens com dados diferentes podem explicar relações diferentes entre os constructos CTQ e CBQ, quando sofrem efeito dos constructos PNRS e RSU para medir o WtE.

Portanto, a abordagem representada neste modelo em que os RSU são usados como fonte para a geração de energia mostrasse uma alternativa atraente. O objetivo deste trabalho foi atingido no desenvolvimento de um modelo teórico através da modelagem de equações entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica. O resultado da MEE confirmou 67% das hipóteses apresentadas no referencial teórico para avaliar o WtE.

Então, conclui-se que em relação ao:

Objetivo 1: Verificar as relações qualitativas dos conhecimentos apresentados através de heurísticas e múltiplas simulações.

Este objetivo foi atingido, pois foram verificados, no mapeamento do estado da arte e nas simulações realizadas, que pode existir sinergia entre o setor de resíduos e o de energia e que essa contribui para a diversificação da matriz energética reduzindo dos impactos ambientais da geração dos resíduos sólidos urbanos.

Objetivo 2: Identificar indicadores na verificação das relações de dependência entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica.

Este objetivo foi alcançado porque os indicadores alistados para verificar as relações de dependência mostraram-se altamente correlacionados uns com os outros, representando bem os efeitos de um construto subjacente.

Objetivo 3: Examinar as estimativas do PLS-SEM para avaliar a confiabilidade e a validade das medidas de construto.

Este objetivo foi atingido, pois a modelagem de equações estruturais foi adequada para ratificar a teoria sobre RSU e suas aplicações energéticas por dois pontos de vistas. Em relação as estimativas do coeficiente de caminho e sua significância, foi possível determinar que o modelo conceitual / hipóteses teóricas foi suportado pela modelagem. E em relação ao modelo de caminho, é possível fazer suposições confiáveis sobre a importância das relações de dependências das variáveis levantadas na literatura.

Objetivo 4: Utilizar a modelagem de equações estruturais para verificar as relações de dependência entre distintas compreensões sobre RSU e sua aplicação para geração de energia elétrica:

- (i) O modelo considera os problemas relacionados a grande geração de resíduos, potencializadas pelo descarte inadequado.
- (ii) A MEE desenvolvida mostra que o CBQ apresenta o efeito mais forte no WtE.

As seguintes recomendações e trabalho futuro se aplicam como uma extensão do trabalho desenvolvido:

- a) Expansão da metodologia proposta através da sua aplicação em um estudo de caso em uma cidade brasileira.
- b) Os resultados do estudo fornecem diretrizes para a tomada de decisões e políticas do ponto de vista ambiental.
- c) Os resultados do estudo podem ser utilizados em estudos posteriores, no planejamento e gestão de resíduos sólidos urbanos do município analisado como ferramenta de apoio às políticas públicas que permitam compreender, controlar e gerenciar os efeitos da geração de resíduos na origem
- d) Avaliar a aplicação dos resultados obtidos neste trabalho para encontrar diferentes alternativas de gestão de RSU e fornecer uma visão sobre o desenvolvimento da gestão de RSU em outras áreas também.

Como limitação deste trabalho pode-se destacar o fato de não existir na prática uma ferramenta para análise do WtE através de modelagem de equações estruturais.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE, A. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015**. São Paulo: Abrelpe, 2015. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2015/>. Acesso em: 10 set. 2021.
- ABRELPE, A. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016**. São Paulo: Abrelpe, 2016. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm. Acesso em: 10 set. 2021.
- ABRELPE, A. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo: Abrelpe, 2019. Disponível em: [http:// https://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/](http://https://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/). Acesso em: 10 out. 2021.
- ABRELPE, A. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2021**. São Paulo: Abrelpe, 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>. Acesso em: 10 out. 2021.
- ALFAIA, R. G. D. S. M.; COSTA, A. M.; CAMPOS, J. C. Municipal solid waste in Brazil: a review. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 12, p. 1195-1209, 2017. ISSN 0734-242X.
- ARAFAT. H.A. et al. **Journal of Cleaner Production**, v. 105, p. 233-240, 2015.
- ARENA, U. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. **Waste Manage**, v. 32, n. 4, p. 625–639, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004**: resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- AYOUB, N.; MUSHARAVATI, F.; POKHAREL, S.; GABBAR, A. ANN model for energy demand and supply forecasting in a hybrid energy supply system. **IEEE**, International Conference on Smart Energy Grid Engineering (SEGE), 2018. p. 25-30. Doi: 10.1109/SEGE.2018.8499514.
- AZEVEDO, L. P. et al. Resource recovery from e-waste for environmental sustainability: a case study in Brazil. In: NARASIMHA, M.; PRASAD, V.; VITHANAGE, M. (ed.). **Electronic waste management and treatment technology**. Elsevier, p. 175-200, 2019.
- BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL (BEN). 2019.
- BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL (BEN). 2021.
- BANCO MUNDIAL. **Relatório anual**. 2018. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/30326/211296PT.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2021.
- BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO SOCIAL (BNDES). **BNDES Setorial**, n. 40, set. 2014. Disponível em: <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2782>. Acesso em: 10 maio 2022
- BECK, R. W. **Final report**: anaerobic digestion feasibility study for the bluestem solid waste agency and iowa department of natural resources. Iowa: Bluestem Solid Waste Agency, 2004.

BEIGL, P.; LEBERSORGER, S.; SALHOFER, S. Modelling municipal solid waste generation: a review. **Waste management**, v. 28, n. 1, p. 200-214, 2008. ISSN 0956-053X.

BIDO, D. S. et al. Articulação entre as aprendizagens individual, grupal e organizacional: um estudo no ambiente industrial. **Revista de Administração Mackenzie**, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 68-95, mar./abr. 2010.

BITTENCOURT, E. S. **Metabolismo socioeconômico dos resíduos sólidos**: um modelo de análise através de equações estruturais de pneus em fim de vida. Salvador, 2021.

BOLLEN, K. A. A new incremental fit index for general structural equation models. **Sociological Methods & Research**, v. 17, n. 3, p. 303-316, 1989. ISSN 0049-1241.

BRANCHINI, L. **Waste-to-energy**: advanced cycles and new design concepts for efficient power plants. Springer, 2015.

BRASIL. **Constituição Federal**, de 1988.

BRASIL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente Desenvolvimento Sustentável. 2006.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº 12.305**, de 02 de agosto de 2010a. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 10 jun. 2020.

BRASIL. **Decreto nº 7.404**, de 23 de dezembro de 2010b. Regulamenta a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Programa Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF: MMA, set. 2011. Disponível em: http://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf. Acesso em: 10 jun. 2020.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Nota técnica 15/14** - inventário energético de resíduos rurais. Rio de Janeiro, out. 2014a. (Série Recursos Energéticos). Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-251/topico-308/DEA%2015%20-%2014%20-%20Invent%C3%A1rio%20Energ%C3%A9tico%20de%20Res%C3%ADduos%20Rurais%5B1%5D.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2021.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Nota técnica 18/14** - inventário energético de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, out. 2014b. (Série Recursos Energéticos). Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-251/topico-311/DEA%2018%20-%2014%20-%20Invent%C3%A1rio%20Energ%C3%A9tico%20de%20Res%C3%ADduos%20S%C3%B3lidos%20Urbanos%5B1%5D.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2021.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Resenha Energética**. 2020a. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/noticias/ResenhaEnergéticaExercício2020final.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2020.

BRASIL. **Lei nº 14.026**, de 2020b. Atualiza o Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

- BRITO, A. P. **Análise econômica preliminar da implantação de incinerador de resíduos sólidos urbanos na região de Bauru**. 2013. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual de Bauru, São Paulo, SP, Brasil, 2013. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/91722>. Acesso em: 10 nov. 2021
- BROWNE, J.D.; ALLEN, E.; MURPHY, J.D. Assessing the variability in biomethane production from the organic fraction of municipal solid waste in batch and continuous operation. **Appl. Energy** 128, 307–314, 2014.
- BRUNNER, P.H.; RECHBERGER, H. Waste to energy—key element for sustainable waste management. **Waste Manage**, v. 37, p. 3–12, 2015.
- BRUYNE, P.; HERMAN, J.; SCHONTHEETE, M. D. **Dinâmica da pesquisa em ciências sociais**. Rio de Janeiro: Francisco Alves. 1994.
- CARVALHO, M.S.; ROSA, L.P.; BUFONI, A.L.; OLIVEIRA, L.B. Putting solid household waste to sustainable use: a case study in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Waste Management and Research**, v. 30, n. 12, p. 1312–1319, 2012.
- CHAE, S.H.; KIM, S.H.; YOON, S.G.; PARK, S. Optimization of a waste heat utilization network in an eco-industrial park, **Appl. Energy**, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.12.003>.
- CHAKRABORTY, M., SHARMA, C., PANDEY, J., GUPTA, P.K. Assessment of energy generation potentials of MSW in Delhi under different technological options. **Energy Convers. Manage**, v. 75, p. 249–255, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.06.027>
- CHIN, W. W. The partial least squares approach to structural equation modeling. **Modern Methods for Business Research**, v. 295, n. 2, p. 295-336, 1998.
- COHEN, J. **Statistical power analysis for the behavioral sciences**. Routledge, 2013. ISBN 1134742703
- COHEN, J. **Statistical power analysis for the behaviors science**. 2. ed. New Jersey: Laurence Erlbaum Associates, Publishers, Hillsdale, 1988.
- CONSONNI, S. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste Part A: mass and energy balances. **Waste Management**, v. 25, p. 123-135, 2005.
- COSTA, I.M.; DIAS, F.M. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: a portrait of the Northeast Region. **Energy Rep.**, p. 878-884. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.egy.2019.11.033>, 2020.
- CRESWELL, J. W. **Projeto de pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed: Bookman, 2010.
- CUDJOE, D.; HAN, M.S.; NANDIWARDHANA, A.P. Electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste generated in provinces of China: techno-economic and environmental impact analysis. **Fuel Process. Technol.**, v. 203, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106381>

DAVARI, A.; REZAZADEH, A. Structural equation modeling with PLS. **Tehran**: Jahad University, v. 215, n. 2, p. 224, 2013.

DAVISON, A. C.; HINKLEY, D. V. **Bootstrap methods and their application**. Cambridge university press, 1997. ISBN 0521574714

DENZIN, N. K.; LINCOLN, Y. S. (org.). **O planejamento da pesquisa qualitativa: teorias e abordagens**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. p. 15-41.

DIAMANTOPOULOS, A.; SIGUAW, J. A. J. B. J. O. M. Formative versus reflective indicators in organizational measure development: a comparison and empirical illustration. **Journal of Business Research**, v. 17, n. 4, p. 263-282, 2006. ISSN 1045-3172.

DONG, J. et al. Effect of Operating Parameters and Moisture Content on Municipal Solid Waste Pyrolysis and Gasification. **Energy Fuels**, v. 30, p. 3994-4001, 2016.

EUROSTAT: Your key to European statistics. **Eurostat regional yearbook 2017**. KS. 2017. Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-statistical-books/-/KS-HA-17-001>. Acesso em: 10 out. 2021.

FAN, Y.V.; KLEMES, J.J.; LEE, C.T.; PERRY, S. Anaerobic digestion of municipal solid waste: energy and carbon emission footprint. **J. Environ. Manag.**, v. 223, p. 888-897, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.005>.

FORNELL, C.; LARCKER, D. F. Structural equation models with unobservable variables and measurement error: algebra and statistics. **Journal of Marketing Research**, p. 382-388, 1981. ISSN 0022-2437.

GHINEA, C.; DRĂGOI, E.N.; COMĂNIȚĂ, E.D.; GAVRILESCU, M.; CÂMPEAN, T.; CURTEANU S.; GAVRILESCU, M. Forecasting municipal solid waste generation using prognostic tools and regression analysis. **J. Environ. Manag.**, v. 182, p. 80-93, 2016.

GUPT, Y.; SAHAY, S. J. W. M. Review of extended producer responsibility: a case study approach. **Waste Management & Research**, v. 33, n. 7, p. 595-611, jul. 2015. ISSN 0734-242X. Doi: 10.1177/0734242X15592275

HAIR JR., J. F.; ANDERSON, R. E; TAHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HAIR, J. F. et al. PLS-SEM: indeed a silver bullet. **Journal of Marketing Theory and Practice**, v. 19, n. 2, p. 139-152, 2011. ISSN 1069-6679. Doi: 10.2753/MTP1069-6679190202

HAIR, J. F. et al. The use of partial least squares structural equation modeling in strategic management research: a review of past practices and recommendations for future applications. **Long Range Planning**, v. 45, n. 5-6, p. 320-340, 2012. ISSN 0024-6301.

HAIR, J. F. et al. A primer on partial least squares structural equation modeling (PLSSEM). **Sage Publications**, 2016. ISBN 1483377466.

HAIR, J. F. et al. Advanced issues in partial least squares structural equation modeling. **Sage Publications**, 2017. ISBN 1483377385.

- HAIR, J. F. et al. Partial least squares structural equation modeling-based discrete choice modeling: an illustration in modeling retailer choice. **Business Research**, p. 1-28, 2018. ISSN 2198-3402.
- HANCOCK, G. R.; MUELLER, R. O. **Structural equation modeling: a second course**. Iap, 2013. ISBN 1623962463
- HANSEN, J.; SATO, M.; KHARECHA, P.; RUSSELL, G.; LEA, D.W.; SIDDALL, M. Climate change and trace gases. **Phil. Trans. Roy. Soc. A**, 365, 1925-1954, 2007. Doi: 10.1098/rsta.2007.2052.
- HARAGUCHI, M., et. al. Stochastic cost-benefit analysis of urban waste-to-energy systems. **Journal of Cleaner production**, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.099>. Acesso em: 10 ou. 2021.
- HAYDUK, L. A.; LITTVAY, L. Should researchers use single indicators, best indicators, or multiple indicators in structural equation models? **BMC Medical Research Methodology**, v. 12, n. 1, p. 159, 2012. ISSN 1471-2288.
- HENSELER, J. **Partial least squares**. 2015.
- HENSELER, J.; RINGLE, C. M.; SINKOVICS, R. R. The use of partial least squares path modeling in international marketing. In: ZOU, S. (ed.). **New challenges to international marketing**. Emerald Group Publishing Limited, 2009. p. 277-319. ISBN 1474-7979.
- HENZE, M.; MARK, C.M.; van LOOSDRECHT, M.C.; EKAMA, G.A. **Biological wastewater treatment, first**. London: IWA Publisher, 2008.
- HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a waste: a global review of solid waste management**. Washington: World Bank, 2012. (Urban development series; knowledge papers n. 15).
- HU, Y.; CHENG, H. Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: current and future practices in China. **Bioresour. Technol.**, v. 101, p. 3816-3824, 2010.
- HUANG, S. L.; CHEN, C. W. J. J. O. I. E. Urbanization and socioeconomic metabolism in Taipei: an emergy synthesis. **Journal of Industrial Ecology**, v. 13, n. 1, p. 75-93, 2009. ISSN 1088-1980. Doi: 10.1111/j.1530-9290.2008.00103.
- HULLAND, J. Use of partial least squares (PLS) in strategic management research: a review of four recent studies. **Strategic Management Journal**, v. 20, n. 2, p. 195-204, 1999. ISSN 0143-2095.
- IGELBÜSCHER, A. **Einsatz der wirbelschichttechnik in der abfallwirtschaft – praktische Grundlagen. Anwendungsbeispiele**, 2011.
- INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). **Waste-to-Energy State-of-the-Art Report**. Statics. RAMBØLL Danmark, 2012.
- JOHNKE, B. **Emissions from Waste Incineration**. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, IPCC. 2012, p. 455e468. Disponível em: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_3_Waste_Incineration.pdf. Acesso em:

14 fev. 2022.

JUNG, C. F. **Elaboração de projetos de pesquisa aplicados à engenharia de produção**. Taquara: FACCAT, 2010.

KAUR, A.; BHARTI, R.; SHARMA, R. Municipal solid waste as a source of energy, *Materials Today. Proceedings*, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.04.286>

KHANDELWAL, H. et al. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. *Journal of Cleaner Production*, v. 209, p. 630-654, 2019. ISSN 0959-6526.

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

KOTHARI, R.; SINGH, R.P.; TYAGI, V.V.; ALLEN, T.; IBRAHIM, M.H. An overview for exploring the possibilities of energy generation from municipal solid waste (MSW) in Indian scenario. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, v. 15, n. 9, p. 4797–4808, 2011.

KREITH, F. **Chapter 13**. Waste to energy combustion. *Handbook of solid waste management*. New York: McGraw-Hill, 2002.

KUMAR, A.; SAMADDER, S.R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Manage.*, v. 69, p. 40742, 2017.

KWON, E.; WESTBY, K.J.; CASTALDI, M.J. Transforming municipal solid waste (MSW) into fuel via the gasification/pyrolysis process, in: ANNUAL NORTH AMERICAN WASTE-TOENERGY CONFERENCE, 8., 2010. *Anais [...]*. 2010.

LADEIRA, N. C. **Estudo prospectivo de tecnologias para aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 122p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Química, UFRJ, Rio de Janeiro, 2013.

LEME, M.M.V. **Evaluation of technological options for energy generation from local solid waste**: study of case. 2010. Dissertation (Mestrado) - Federal University of Itajubá – EFEI, 2010.

LEME, M.M.V. et al. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 87, p. 8–20, 2014.

LEWIS, B. R.; TEMPLETON, G. F.; BYRD, T. A. J. E. J. O. I. S. A methodology for construct development in MIS research. *Journal of Management Information Systems*, v. 14, n. 4, p. 388-400, 2005. ISSN 0960-085X.

LINO, F.A.M.; ISMAIL, K.A.R. Energy and environmental potential of solid waste in Brazil. *Energy Policy*, v. 39, p. 3496–3502, 2011.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A. A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. *Waste Management*, v. 37, p. 26-44, 2015. ISSN 0956-053X.

LOPES, E. J. **Desenvolvimento de sistema de gaseificação via análise de emissões**

atmosféricas. 2014. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, 2014.

MACHADO, S. L. et al. Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. *Waste Management*, **Elsevier**, v. 30, n. 12, p. 2579–2591, 2010. ISSN 0956053X.

MACHADO, C. F. **Incineração**: uma análise do tratamento térmico dos resíduos sólidos urbanos de Bauru/SP. 2015. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2015. Disponível em: <http://monografias.poli.ufrj.br/monografias/monopoli10013010.pdf>. Acesso em: 7 jul. 2021.

MACHIN, E. B.; PEDROSO, D. T.; CARVALHO JR, J. A. de. Energetic valorization of waste tires. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 68, p. 306-315, 2017. ISSN 1364-0321.

MAIER, S.; OLIVEIRA, L. B. J. R.; REVIEWS, S. E. Economic feasibility of energy recovery from solid waste in the light of Brazil' s waste policy: the case of Rio de Janeiro. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 35, p. 484-498, 2014. ISSN 1364-0321.

MALINAUSKAITE, J. et al. Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. **Energy**, v. 141, p. 2013–2044, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.128>.

MMEREKI, D. et al. Status of waste tires and management practice in Botswana. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 69, n. 10, p. 1230-1246, 2019. ISSN 1096-2247.

MOUKAMNERD, C.; KAWAHARA, H.; KATAKURA, Y. Feasibility study of ethanol production from food wastes by consolidated continuous solid-state fermentation. **J. Sustain. Bioenergy Syst.**, v. 3, n. 2, p. 143148, 2013.

MOURA, J. P. de. **Estudo de casos das rotas tecnológicas para produção de biogás e da influência da composição química de dejetos de matrizes suínas na qualidade do biogás gerada por biodigestor**. 2012. 122p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

MOYA, D.; ALD as, C.; LOPEZ, G.; KAPARAJU, P. Municipal solid waste as a valuable renewable energy resource: a worldwide opportunity of energy recovery by using Waste-To-Energy Technologies. **Energy Procedia**, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.618>.

MÜNNICH, K. **Thermal waste treatment**. 2017. Dissertação (Mestrado Profissional) - Technische Universität Braunschweig, PUC, Rio de Janeiro, 2017.

NASCIMENTO NETO, P.; MOREIRA, T, A. Política nacional de resíduos sólidos – reflexões acerca do novo marco regulatório nacional. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 15, 2010. Disponível em: http://www.abesdn.org.br/publicacoes/rbciamb/PDFs/15-04_RBCIAMB-N15-Mar-2010-Materia02_artigos225.pdf. Acesso em: 10 nov. 2021.

NEIVA CORREIA, C.; VAZ, F.; TORRES, A. Anaerobic digestion of biodegradable waste: operational and stability parameters for stability control. In: SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION OF SOLID WASTES AND ENERGY CROPS, 5., 2008. **Anais**

[...]. Hammamet, maio, 2008.

OLIVEIRA, D, E, P. et. al. Análise de Potencial da Produção de Energia a Partir da Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos na Cidade de São Paulo. **Interciência**, v. 43, n. 11, 2018. Disponível em:

<https://www.redalyc.org/jatsRepo/339/33957918007/html/index.html#:~:text=Os%20resultados%20obtidos%20indicaram%20que,155%C3%97106%2Fano>. Acesso em: 2 set. 2020.

OLIVEIRA, L.B.; ARAUJO, M.S.M. de; ROSA, L.P.; BARATA, M.; La ROVERE, E.L. Analysis of the sustainability of using wastes in the Brazilian power industry. **Renew Sustain Energy Ver**, v. 12, p. 883–90, 2008.

OLIVEIRA, L.B.; HENRIQUES, R.M.; PEREIRA Jr., A.O. Use of wastes as option for the mitigation of CO₂ emissions in the Brazilian power sector. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 14, p. 3247–51, 2010.

OLIVEIRA, L.B.; ROSA, L.P. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. **Energy Policy**, v. 31, p. 1481–1491, 2003.

PANEPINTO, D.; TEDESCO, V.; BRIZIO, E.; GENON, G. Environmental performances and energy efficiency for MSW gasification treatment. **Waste Biomass Valorizat.**, v. 6, n. 1, p. 123–135, 2014.

PAULA, A. S. de; PEREIRA, C. D.; VILELA, G. G.; FRICKE, K.; KASPER, O. Recuperação energética de resíduos sólidos urbanos. **Caderno Temático 3**, 2018. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/plansab/3-CadernotematicoRecuperacaoEnergeticadeRSU.pdf. Acesso em:

PHAM, T.P.T.; KAUSHIK, R.; PARSHETTI, G.K.; MAHMOOD, R.; BALASUBRAMANIAN, R. Food waste-to-energy conversion technologies: current status and future directions. **Waste Manage.**, v. 38, p. 399–408, 2015.

PIROTTA, F.J.C.; FERREIRA, E.C.; BERNARDO, C.A. Energy recovery and impact on land use of Maltese municipal solid waste incineration. **Energy**, v. 49, p. 1–11, 2013.

PLANSAB. **Caderno temático 3** - recuperação energética de resíduos sólidos urbanos. 2019.

POWELL, J.T.; CHERTOW, M.R. Quantity, components, and value of waste materials landfilled in the United States. **J. Ind. Ecol.**, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1111/jiec.12752>.

PRESERVALE. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário Preservale**. Araranguá: PRESERVALE, 2014.

PSOMOPOULOS, C.S.; BOURKA, A.; THEMELIS, N.J. Waste-to-energy: a review of the status and benefits in USA. **Waste Manage.**, v. 29, n. 5, p. 1718-1724, 2009.

RIGDON, E. E. et al. Conflating antecedents and formative indicators: a comment on aguirre-urreta and marakas. **Information Systems Research**, v. 25, n. 4, p. 780-784, 2014. ISSN 1047-7047.

RINGLE, C. M.; SILVA, D. da; SOUZA BIDO, D. J. R. B. D. M. de. Modelagem de equações estruturais com utilização do SmartPLS. **REMark** – Revista Brasileira de

Marketing, v. 13, n. 2, p. 56-73, 2014. ISSN 2177-5184.

ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. *Dossiê Sustentabilidade*, v. 26, n. 74, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100006>

RYBOVA, K. Do Sociodemographic Characteristics in Waste Management Matter? Case Study of Recyclable Generation in the Czech Republic. *Sustainability*, v. 11, n. 7, p. 2030, 2019. 153

SALOMON, K.R.; EDUARDO, E.; LORA, S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, n. 9, p. 1101–1107, 2009.

SARSTEDT, M.; RINGLE, C. M.; HAIR, J. F. J. H. O. M. R. Partial least squares structural equation modeling. *Handbook of market research*, v. 26, p. 1-40, 2017.

SCARLAT, N.; MOTOLA, V.; DALLEMAND, J.F.; MONFORTI-FERRARIO, F.; MOFOR, L. Evaluation of energy potential of municipal solid waste from African urban areas. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, v. 50, p. 1269–1286, 2015.

SIDDIQI, A. et. al. Urban waste to energy recovery assessment simulations for developing countries. *World Development*, v. 131, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.104949>. Acesso em: 10 jul. 2020.

SEADI, T. A.L; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. *Biogas Handbook*. University of Southern Denmark Esbjerg. 2008.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG). **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil – 1970 a 2020**. SEEG, 2021.

SILVA, L.J. de. V.B. da.; SANTOS, I.F.S.dos.; MENSAH, J.H.R.; GONÇALVES, A.T.T.; BARROS, R.M. Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. *Renew. Energy*, v. 149, p. 1386–1394, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.134>.

SINGH, R.P.; TYAGI, V.V.; ALLEN, T.; IBRAHIM, M.H.; KOTHARI, R. An overview for exploring the possibilities of energy generation from municipal solid waste (MSW) in Indian scenario. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, v. 15, n. 9, p. 4797–4808, 2011.

SOARES, E. L. S. F. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos**. 2011. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOUZA BIDO, D. de; SILVA, D. J. A. E. E. P. da. SmartPLS 3: especificação, estimação, avaliação e relato. *Administração: Ensino e Pesquisa*, v. 20, n. 2, p. 1-31, 2019. ISSN 2177-6083.

STALEY, B. **Summary of waste conversion technologies**. 2013. Disponível em: http://www.newmoa.org/events/docs/112_109/EREF_MSW_Conversion_Techs_Aug2013.pdf. Acesso em: 10 set. 2021.

- STEHLÍK, P. Efficient waste processing and waste to energy: challenge for the future, *Clean Technol. Environ. Policy*, 2009. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10098-008-0185-0>.
- STREUKENS, S.; LEROI-WERELDS, S. Bootstrapping and PLS-SEM: A step-by-step guide to get more out of your bootstrap results. *European Management Journal*, v. 34, n. 6, p. 618-632, 2016. ISSN 0263-2373.
- TAGHIPOUR, H.; AMJAD, Z.; ASLANI, H.; ARMANFAR, F.; DEHGHANZADEH, R. Characterizing and quantifying solid waste of rural communities. *J. Mater. Cycles Waste Manage.*, v. 18, n. 4, p. 790–797, 2016.
- TAN, S.T.; HASHIM, H.; LIM, J.S.; HO, W.S.; LEE, C.T.; YAN, J. Energy and emissions benefits of renewable energy derived from municipal solid waste: analysis of a low carbon scenario in malaysia. *appl. Energy*, 136, 797–804, 2014. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.003>.
- TATARNIUK, C. The feasibility of waste-to-energy in Saskatchewan based on waste composition and quantity. 2007. Doi: 10.1.1.585.7118&rep5. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?rep1&type5pdf>. Acesso em: 10 out. 2021.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. New York, NY, USA: McGraw Hill, 2004.
- UIEDA, F. A. **Projeto básico de central termelétrica com incineração de resíduos sólidos urbanos**. 2009. 93 p. Monografia (Graduação em Engenharia Mecânica) – Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- WISNER, J. D. A structural equation model of supply chain management strategies and firm performance. *Journal of Business logistics*, v. 24, n. 1, p. 1-26, 2003. ISSN 0735-3766.
- WONG, K. K.-K. **Mastering partial least squares structural equation modeling (PLSSEM) with Smartpls in 38 hours**. iUniverse, 2019. ISBN 1532066481.
- YAMAN, C.; ANIL, I.; ALAGHA, O. Potential for greenhouse gas reduction and energy recovery from MSW through different waste management technologies. *J. Clean. Prod.*, v. 264, p. 121432, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121432>.
- YANG, N. et al. Evaluation of the tire industry of China based on physical input–output analysis. *Journal of Industrial Ecology*, v. 14, n. 3, p. 457-466, 2010. ISSN 1088-1980.
- YOUNG, G.C. Economic, technical, and renewable comparisons. In: **Municipal solid waste to energy conversion processes**, wiley. 2010, p. 2.
- ZAFAR, S. **Gasification of municipal solid waste**. 2009. Disponível em: http://www.altenergymag.com/content.php?issue_number509.06.01&article5zafar. Acesso em: 10 ago. 2021.
- ZHANG, C.; CHEN, W.-Q.; RUTH, M. Measuring material efficiency: a review of the historical evolution of indicators, methodologies and findings. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 132, p. 79-92, 2018. ISSN 0921-3449.
- ZHAO, Y. Pollution control and resource recovery: municipal solid wastes incineration.

Elsevier, p. 1–59, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812165-8.00001-9>.

ZOBAA A.F.; BANSAL, R.C. **Handbook of renewable energy technology, world scientific**. 2011.

ZOUBOULIS, A.I.; PELEKA, E.N. “Cycle closure” in waste management: Tools, procedures and examples. **Glob. Nest J.**, 21, 1–6, 2019.

APÊNDICE A - Questionário (constructos e indicadores) com escala likert 1 a 5

Responda o formulário abaixo de acordo com o nível de importância de cada indicador abaixo. (Sendo 1 = baixa importância, 5 = alta importância)

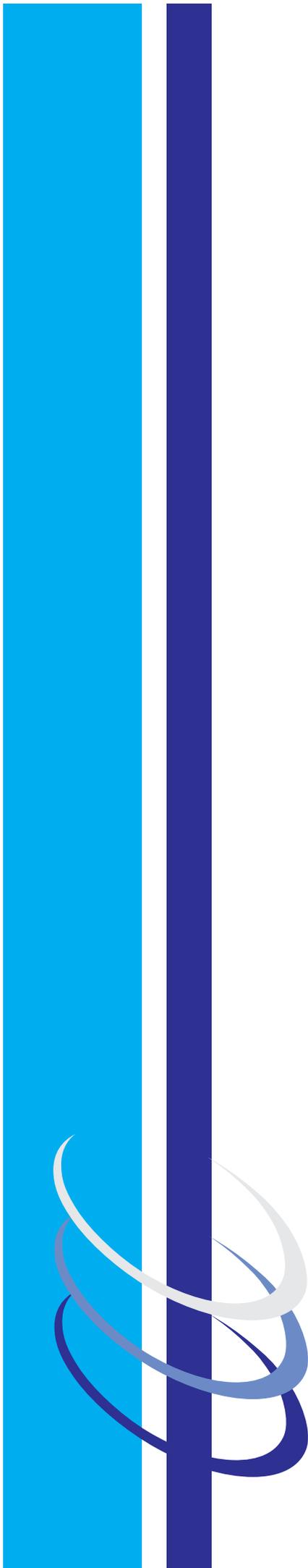
Qual a importância (...) do Resíduo Sólido Urbano para o WtE:		1	2	3	4	5
RSU - 1	do PODER CALORÍFICO					
RSU - 2	da GRAVIMETRIA					
RSU - 3	do TEOR DE UMIDADE					
RSU - 4	do ADENSAMENTO DO RESÍDUO					

Qual a importância (...) para avaliar a Política Nacional de Resíduo Sólido no WtE:		1	2	3	4	5
PNRS - 1	da DESTINAÇÃO FINAL					
PNRS - 2	da GESTÃO DE RESÍDUO					
PNRS - 3	da COLETA SELETIVA					
PNRS - 4	do SANEAMENTO BÁSICO					

Qual a importância (...) para avaliar a conversão termoquímica no WtE:		1	2	3	4	5
CTQ - 1	da INCINERAÇÃO					
CTQ - 2	da GASEIFICAÇÃO					
CTQ - 3	da PIRÓLISE					
CTQ - 4	do POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA (ERP)					
CTQ - 5	da RAZÃO DE EQUIVALÊNCIA					
CTQ - 6	dos CUSTOS					

Qual a importância (...) para avaliar a conversão bioquímica no WtE:		1	2	3	4	5
CBQ - 1	da DIGESTÃO ANAERÓBICA					
CBQ - 2	da FERMENTAÇÃO					
CBQ - 3	do BIOGÁS					

Qual a importância (...) para avaliar o Aproveitamento Energético dos Resíduos (WtE):		1	2	3	4	5
WtE - 1	da ENERGIA PRODUZIDA anualmente em MWh					
WtE - 2	do FORNECIMENTO REGULAR					
WtE - 3	da MATRIZ ENERGÉTICA Local					
WtE - 4	da QUANTIDADE ANUAL TRATADA DE RSU em toneladas / ano.					
WtE - 5	das EMISSÕES DE GEE					



UFBA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

Rua Aristides Novis, 02, 6º andar, Federação, Salvador BA

CEP: 40.210-630

Telefone: (71) 3283-9800

E-mail: pei@ufba.br

Home page: <http://www.pei.ufba.br>