

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
NÚCLEO DE EXCELÊNCIA EM SISTEMAS TÉRMICOS – NEST
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Avaliação Técnica e Ambiental da Gaseificação do Combustível Derivado
de Resíduos Sólidos Urbanos**

Taís Eliane Marques

Itajubá, dezembro de 2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
NÚCLEO DE EXCELÊNCIA EM SISTEMAS TÉRMICOS – NEST
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA

Taís Eliane Marques

**Avaliação Técnica e Ambiental da Gaseificação do Combustível Derivado
de Resíduos Sólidos Urbanos**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências em Engenharia de Energia.

Área de Concentração: Sistemas Energéticos

Orientadora: Maria Luiza Grillo Renó

Co-orientador: Diego Mauricio Yepes Maya

Itajubá, dezembro de 2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
NÚCLEO DE EXCELÊNCIA EM SISTEMAS TÉRMICOS – NEST
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA

Taís Eliane Marques

**Avaliação Técnica e Ambiental da Gaseificação do Combustível Derivado
de Resíduos Sólidos Urbanos**

Dissertação de mestrado aprovada por banca examinadora em 16 de dezembro de 2020, conferindo à autora o título de *Mestra em Ciências em Engenharia de Energia*.

Banca examinadora:

Prof^a. Dra. Maria Luiza Grillo Renó

Orientadora (Universidade Federal de Itajubá)

Prof. Dr. Diego Mauricio Yepes Maya

Co-orientador (Universidade Federal de Itajubá)

Prof^a. Dra. Ana Filipa Ferreira

(Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa)

Prof. Dr. Marcelo José Pirani

(Universidade Federal de Itajubá)

Itajubá, dezembro de 2020

DEDICATÓRIA

Aos meus amados pais Mateus e Expedita Marques que sempre serão minha eterna referência de vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, nosso criador, pois sem ele nada seria possível.

À minha família, em especial aos meus pais, que sempre me apoiaram em todos os momentos, e à minha irmã Tamirys a quem tenho muita admiração, também pelo apoio, e por estar ao meu lado em mais esta etapa. Gratidão irmã.

À professora Maria Luiza, por sua grande contribuição e generosidade como educadora e pelo esforço e dedicação profissional já no final de sua gestação.

Ao professor Diego Yepes, pelo apoio, confiança e comprometimento.

Ao professor, Osvaldo Venturini, a quem tenho grande estima, pela atenção e pelos momentos de ensinamento tão importantes.

Aos professores do laboratório de Química, Erika e João Victor. Gratidão pela ajuda e pelos momentos de discussão enriquecedora.

Aos amigos do NEST, por compartilharem suas experiências e pela contribuição no âmbito desta pesquisa, em especial a Fernando, Regis, Aleksandro, Henrique, Eric e Aldemar.

Ao amigo colombiano York Castillo, pela valiosa amizade e ajuda, cuja motivação e persistência serviram de inspiração para todos nós. Gratidão por tudo Fera.

À FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento deste trabalho.

EPIGRAFE

“O que eu faço, é uma gota no meio de um oceano. Mas sem ela, o oceano será menor”.

Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

MARQUES, E. T. (2020), *Avaliação Técnica e Ambiental da Gaseificação do Combustível Derivado de Resíduos Sólidos Urbanos, Itajubá*, 139 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia). Área de concentração: Sistemas energéticos – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá.

Considerando a importância do estudo dos atuais sistemas de gestão ambiental de resíduos sólidos urbanos (RSU) e dos efeitos das diferentes estratégias de gerenciamento dos mesmos para o meio ambiente, este trabalho se propõe a realizar uma avaliação técnica e ambiental do processo de geração de eletricidade por gaseificação do combustível derivado de resíduos (CDR) em uma planta piloto, instalada no município de Itajubá, Estado de Minas Gerais. Para a simulação do processo de gaseificação do combustível de referência (briquetes de CDR) foram considerados dois cenários, sendo o primeiro cenário utilizando o ar 21% O₂ - 79% N₂ como agente de gaseificação e o segundo cenário considerando uma mistura de ar enriquecido com oxigênio 60% O₂ - 40% N₂. Os resultados da gaseificação do CDR utilizando ar e razão de equivalência (RE) que corresponde ao valor da relação ar combustível real utilizado durante o processo, dividido pela relação ar combustível estequiométrico de 0,20 a 0,30 indicaram um valor máximo de PCI igual a 5,8 MJ/Nm³ obtido com uma RE=0,30. Não foram considerados outros intervalos devido às especificações requeridas para a composição do gás. Já para a gaseificação com mistura de ar enriquecido com oxigênio obteve-se um PCI de 8MJ/Nm³ para RE=0,30. Para a validação da qualidade do gás para a produção de energia elétrica foram utilizadas duas tecnologias, um conjunto gaseificador integrado a uma Microturbina a Gás (CGMTG) e posteriormente uma nova análise foi efetuada em uma nova configuração utilizando gaseificador e Motor de Combustão Interna Alternativo (CGMCIA). O CGMCIA apresentou maior potência elétrica (101,4 kW) para RE=0,30 com ar enriquecido com oxigênio como agente de gaseificação. Para o CGMTG a potência máxima produzida foi 79,6 kW para a RE=0,30. Para a avaliação dos cenários gaseificação e produção de eletricidade sob o ponto de vista ambiental foi utilizada a metodologia de Avaliação de Ciclo de vida (ACV) com emprego do *software* SimaPro para a avaliação dos impactos ambientais do sistema energético. Para a avaliação dos impactos ambientais utilizou-se o método de avaliação de impacto ReCiPe presente na base de dados do SimaPro. Os impactos ambientais determinados pelo método ReCiPe *Midpoint* indicaram que as emissões de poluentes decorrentes da queima de combustível fóssil na etapa de transporte por veículos de carga pesada e o consumo de

eletricidade para acionamento de equipamentos na etapa de pré-tratamento de RSU são os maiores contribuintes dos impactos ambientais, principalmente para as categorias de impacto Toxicidade humana, Ecotoxicidade marinha e de água doce e Esgotamento de combustíveis fósseis. A etapa de produção de energia elétrica considerando os dois acionadores apresentou impactos ambientais positivos para todas as categorias de impacto analisadas. Os resultados obtidos da ACV apontaram que para o estudo de caso estabelecido, a tecnologia integrada gaseificação e Motor de Combustão Interna Alternativo (cenário CGMCIA) apresentou melhor desempenho ambiental e operacional para a produção de eletricidade a partir da utilização de gás de gaseificação originado de CDR e poderia ser uma opção viável para o gerenciamento adequado dos resíduos e o seu aproveitamento energético nos pequenos municípios brasileiros.

Palavras-Chaves: Combustível derivado de resíduos, Gaseificação, Avaliação de Ciclo de Vida, gás de gaseificação, aproveitamento energético, *Waste-to-Energy* – WtE.

ABSTRACT

MARQUES, E. T. (2020), *Technical and Environmental Assessment of Gasification of Fuel Derived from Urban Solid Waste*, Itajubá, 139 p. Dissertation (Master in Energy Engineering). Concentration area: Energy systems - Institute of Mechanical Engineering, Federal University of Itajubá.

Considering the importance of studying the current environmental solid waste management systems (MSW) and the effects of different management strategies for the environment, this work aims to carry out a technical and environmental assessment of the electricity generation process from gasification of fuel derived from waste (RDF) in a pilot plant installed in the municipality of Itajubá, State of Minas Gerais. For the simulation of the gasification process of the reference fuel (RDF briquettes) two scenarios were considered, the first scenario using air 21% O₂ - 79% N₂ as a gasification agent and the second scenario considering a mixture of air enriched with oxygen 60% O₂ - 40% N₂. The results of RDF gasification using air and equivalence ratio (ER) which corresponds to the value of the actual fuel air ratio used during the process, divided by the stoichiometric fuel air ratio from 0.20 to 0.30 indicated a maximum value of LHV equal to 5.8 MJ / Nm³ for air obtained with an ER = 0.30. For gasification with a mixture of air enriched with oxygen, an LHV of 8MJ / Nm³ was obtained for ER = 0.30. No other ranges were considered due to the specifications required for the gas composition. In order to assess the scenario of alternative electricity generation with the produced gas, a gasifier set integrated with a Gas Microturbine (SGGM) was analyzed. Subsequently, a new analysis was carried out in a new configuration using gasifier and alternative internal combustion engine (SGAICE). SGAICE showed greater electrical power (101, 4 kW) for ER = 0.30 with air enriched with oxygen as a gasification agent. For SGGM the maximum power produced was 79.6 kW for the RE = 0.30. To assess the gasification and electricity production scenarios from the environmental point of view, the Life Cycle Assessment (LCA) methodology was used with the use of the SimaPro *software* to assess the environmental impacts of the energy system. For the assessment of environmental impacts, the ReCiPe impact assessment method used in the SimaPro database was used. The environmental impacts determined by the ReCiPe midpoint method indicated that the pollutant emissions resulting from the burning of fossil fuel in the transport stage by heavy cargo vehicles and the consumption of electricity to drive equipment in the MSW pretreatment stage are the major contributors of environmental impacts, mainly for the impact categories Human toxicity, marine and freshwater ecotoxicity and depletion of fossil

fuels. The stage of production of electric energy considering the two drivers presented positive environmental impacts for all the impact categories analyzed. The results obtained from the LCA pointed out that for the established case study, the integrated gasification technology and Alternative Internal Combustion Engine (SGAICE scenario) presented better environmental and operational performance for the production of electricity from the use of gasification gas originating from RDF and it could be a viable option for the proper management of waste and its energy use in small Brazilian municipalities.

Key words: Fuel derived from waste, Gasification, Life Cycle Assessment, gasification gas, energy use, Waste-to-Energy – WtE.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Fluxograma da metodologia de trabalho adotada para a pesquisa.....	5
Figura 2.1 - Percentual de iniciativas de coleta seletiva por regiões.....	9
Figura 2.2 - Informações sobre a geração e coleta de RSU por regiões.....	10
Figura 2.3 - Emissões de CO ₂ eq alocadas por estados Brasileiros.....	11
Figura 2.4 - Aplicações do gás de gaseificação.....	16
Figura 2.5 - Esquema de Gaseificadores de leito fixo: a) contracorrente e b) co-corrente.....	18
Figura 2.6 - Esquema de Gaseificadores de leito fluidizado: a) borbulhante b) circulante.....	18
Figura 2.7 - Exemplo de uma planta de processamento de CDR.....	23
Figura 2.8 - Etapas do processo de produção do CDR.....	24
Figura 2.9 - Aplicações do gás de gaseificação.....	27
Figura 2.10 - Tecnologias de limpeza do gás de gaseificação.....	28
Figura 2.11 - Ciclo Brayton regenerativo ideal Microturbina a Gás de eixo único.....	29
Figura 2.12 – Esquema de uma Microturbina a Gás de eixo duplo.....	30
Figura 2.13 - Ciclo de vida de um produto.....	40
Figura 2.14 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida.....	42
Figura 2.15 - Limites que comumente são considerados em estudos de ACV.....	43
Figura 3.1 - Localização da Planta piloto Projeto P&D Cemig GT 418.....	59
Figura 3.2 - Representação esquemática da Planta piloto de gaseificação de CDR.....	59
Figura 3.3 - Balanço de massa e energia da planta de gaseificação de CDR.....	62
Figura 3.4 - Modelo da MTG desenvolvido no <i>software</i> GateCycle®.....	72
Figura 3.5 - Modelo do MCIA desenvolvido no <i>software</i> Thermoflex®.....	75
Figura 4.1 - Variação da temperatura em função da RE (gaseificação com ar).....	77
Figura 4.2 - Variação da composição do gás de gaseificação em função da RE (gaseificação com ar).....	78
Figura 4.3 - Variação do PCI do gás e eficiência a frio (gaseificação com ar).....	79
Figura 4.4 - Variação da temperatura em função da RE (gaseificação com oxigênio 60%)....	81
Figura 4.5 - Variação da composição do gás de gaseificação em função da RE (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).....	82
Figura 4.6 - Variação da PCI do gás produzido (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).....	83
Figura 4.7 - Efeito da RE na eficiência a frio (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).....	84

Figura 4.8 - Variação do PCI do gás e eficiência a frio (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).	84
Figura 4.9 - Potência gerada pela MTG operando com gás de gaseificação.	86
Figura 4.10 - Variação da eficiência da MTG operando com gás de gaseificação.	87
Figura 4.11 - Potência produzida pelo MCIA operando com gás de gaseificação.	88
Figura 4.12 - Variação da eficiência de geração do conjunto motor gerador.	89
Figura 5.1 - Limites do sistema para as unidades WtE analisadas.	93
Figura 5.2 - Categorias de impacto analisadas para o cenário CGMTG	99
Figura 5.3 - Categorias de impacto analisadas para o cenário CGMCIA.	100
Figura 5.4 - Comparação geral das categorias de impacto para os cenários analisados	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Principais tipos de gaseificadores utilizados no tratamento de resíduos.	19
Tabela 2.2 - Etapas opcionais da AICV	45
Tabela 2.3 - Comparação dos métodos de AICV	48
Tabela 2.4 - Principais métodos de AICV utilizados.	50
Tabela 2.5 - <i>Softwares</i> de apoio para um estudo de ACV.	52
Tabela 3.1 - Quantidade de RSU coletados pelo CIMASAS	60
Tabela 3.2 - Variáveis consideradas para o cálculo dos fluxos de RSU em cada etapa de pré-tratamento dos RSU na planta piloto.	61
Tabela 3.3 - Capacidades calculadas e potências de consumo assumidas para os equipamentos da planta piloto.	62
Tabela 3.4 - Composição elementar e teor de cinzas do CDR adotados no estudo.	70
Tabela 3.5 - Características da MTG Capstone C200.	73
Tabela 3.6 - Especificações e parâmetros de operação do MCIA modelo CAT 3306.	75
Tabela 4.1 - Dados de saída fornecidos pelo modelo de gaseificação.	85
Tabela 5.1 - Inventários de ciclo de vida dos cenários analisados para a UF de 465,319 kg de RSU.	95
Tabela 5.2 - Resultados dos impactos ambientais dos cenários GCMTG e GCMCIA no SimaPro v.8.0, e método ReCiPe <i>Midpoint</i> v1.10.	98

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
ASBR	<i>Anaerobic Sequencing batch Reactor</i>
CDR	Combustível Derivado de Resíduos
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CFC - 11	Triclorofluormetano (CCl ₃ F)
CGMCIA	Cenário gaseificação Motor de Combustão Interna Alternativo
CGMTG	Cenário gaseificação Microturbina a Gás
CIMASAS	Consórcio Intermunicipal de Municípios do Alto do Sapucaí para Aterro Sanitário
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	Conferência das Nações Unidas sobre Mudança Climática
CHAR	Resíduo sólido de carbono
CHONS	Elementos Carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S)
CRO	Ciclo Rankine Orgânico
CSTR	<i>Continuously stirred tank reactor</i>
ETE	Estação de tratamento de esgoto
GEE	Gases de efeito estufa
GtCO ₂	Giga toneladas de dióxido de carbono
HAP	Hidrocarbonetos poliaromáticos
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
ISWA	<i>A International Solid Waste Association</i>
LFG	Gás de aterro (do termo <i>landfill gas</i>)
MCIA	Motor de Combustão Interna Alternativo
MTG	Microturbina a Gás

NEST	Núcleo de Excelência em Geração Termelétrica e Distribuída
NMVOOC	Compostos orgânicos voláteis não metânicos
NO _x	Óxidos de nitrogênio
ONU	Organização das Nações Unidas
PA	Potencial de acidificação
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PCDD	Dibenzodioxinas policloradas
PCDF	Dibenzofuranos policlorados
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
PE	Política Energética Nacional
PFOF	Potencial de formação de ozônio fotoquímico
PIB	Produto Interno Bruto
PM _{10 eq}	Material particulado equivalente
PNMC	Política Nacional de Mudanças Climáticas
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PTH	Potencial de toxicidade humana
RE	Razão de equivalência
RS	Resíduos sólidos
RSD	Resíduos sólidos domiciliares
RSI	Resíduos sólidos industriais
RSS	Resíduos de serviço de saúde
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SO ₂	Dióxido de enxofre equivalente
SOFC	<i>Solid oxide fuel cell</i>
SO _x	Óxidos de enxofre
SOFC	<i>Solid oxide fuel cell</i>
THC	Hidrocarbonetos totais
UASB	<i>Up-flow anaerobic sludge blanket</i>
UF	Unidade Funcional
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i>
UNIFEI	Universidade Federal de Itajubá

WtE	Energia dos resíduos (do termo <i>Waste-to-Energy</i>)
1,4-DB	Diclorobenzeno
Bq U235	Becquerel Urânio enriquecido

Subscritos e grandezas

β	Quantidade molar de ar
δ	Quantidade molar de nitrogênio
α	Conteúdo de umidade da biomassa
γ	Conteúdo molar de vapor
ΔG	Varição da Energia Livre de Gibbs (J)
$\Delta \tau$	Varição do número de mols entre os produtos e reagentes
T	Temperatura (K)
\bar{g}	Energia Livre de Gibbs (J/mol);
\bar{h}	Entalpia sensível (J/mol);
\bar{h}^0	Entalpia de formação (J/mol);
\bar{s}	Entropia molar (J/mol.K);
$\Delta \bar{h}$	Varição de entalpia (J/mol).
h_{lv}	Entalpia de vaporização da água a 298 K (kJ/kg)
Q_{gas}	Vazão volumétrica de gás (m ³ /h)
\dot{m}_{CDR}	Vazão mássica de CDR (kg/h)
PCI_{gas}	Poder calorífico inferior do gás (kJ/m ³)
PCI_{CDR}	Poder calorífico inferior do CDR (kJ/m ³)
$P_{térmica}$	Potência térmica (W)
$PCI_{8,29\%}$	Poder calorífico inferior do CDR com 8,29 % de umidade (base seca J/kg).

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Contextualização do problema e justificativa do trabalho	1
1.2 Objetivos	3
1.3 Metodologia desta pesquisa	4
1.4 Estrutura da dissertação	6
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos - RSU	7
2.1.1 O Cenário brasileiro e aspectos legais do gerenciamento de RSU	7
2.2 Tecnologias para o aproveitamento energético de RSU	12
2.2.1.1 Aterro sanitário com recuperação energética	13
2.2.1.2 Incineração	13
2.2.1.3 Pirólise	14
2.2.1.4 Gaseificação	15
2.2.2 Geração de Combustível Derivado de Resíduos - CDR	22
2.3 Limpeza do gás de gaseificação	26
2.4 Acionadores primários utilizando gás de gaseificação	28
2.4.1 Microturbina a Gás - MTG	29
2.4.2 Motor de Combustão Interna Alternativo - MCIA	33
2.5 Avaliação de Ciclo de Vida - ACV	40
2.5.1 Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida - AICV	45
2.5.2 <i>Softwares</i> de apoio para realizar um estudo de ACV	51
2.5.3 Revisão de trabalhos de ACV para o tratamento termoquímico de RSU/CDR	53
3. MODELAGEM DO PROCESSO DE GASEIFICAÇÃO DO CDR PARA GERAÇÃO DE ELETRICIDADE	58
3.1 Considerações preliminares da planta piloto	58
3.1.1 Capacidade estimada dos equipamentos da planta	60
3.2 Modelagem da gaseificação de CDR	63
3.2.1 Equacionamento do modelo	64
3.2.2 Caracterização do CDR	70
3.3 Modelagem da geração de eletricidade mediante o uso de acionadores primários ...	71

3.3.1	Geração de potência com Microturbina a Gás - MTG	71
3.3.2	Geração de potência com Motor de Combustão Interna Alternativo - MCIA ...	74
4.	RESULTADOS AVALIAÇÃO TÉCNICA.....	77
4.1	Resultados da gaseificação do CDR	77
4.2	Resultados geração de potência com MTG	85
4.3	Resultados geração de potência com MCIA.....	87
4.4	Síntese dos resultados da geração de potência.....	90
5.	AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DO CDR	92
5.1	Objetivo e escopo da ACV	92
5.2	Inventários de Ciclo de Vida - ICV	94
5.3	Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida - AICV	96
5.3.1	Caracterização dos Cenários Gaseificação do CDR e Geração de Eletricidade (CGMTG e CGMCIA)	97
5.4	Avaliação e impactos ambientais.....	101
5.5	Interpretação - comparação geral entre os cenários analisados	104
6.	CONCLUSÕES.....	106
6.1	Trabalhos futuros	108
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109

1. INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização do problema e justificativa do trabalho

O volume de resíduos sólidos (RS) produzidos globalmente em áreas urbanas tem aumentado consideravelmente devido aos altos índices de crescimento populacional e urbanização. Estimativas reportadas pelo Compromisso Empresarial para Reciclagem CEMPRE (2018) e por estudos da Organização das Nações Unidas (ONU, 2018) revelam que a população mundial atualmente com mais de 7,4 bilhões de habitantes, gere entre 2 e 3 bilhões de toneladas de resíduos por ano, sendo a média de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) nos centros urbanos de 1,2 kg/hab/dia, podendo atingir a 1,42 kg/hab/dia no ano de 2030 podendo chegar a 4 bilhões de toneladas de resíduos urbanos em 2050. No Brasil, o diagnóstico de descarte final de resíduos RSU, realizado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2018), indica que do total de resíduos coletados, 59,1% foram dispostos em aterros sanitários e o restante 40,9% foi depositado em locais inadequados, como lixões. A opção de aterramento dos resíduos tem levantado discussões acerca da emissão de gases de efeito estufa (GEE) a partir da decomposição anaeróbia da fração orgânica presente nestes, resultando na produção do biogás composto principalmente por dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), sendo o CH_4 o gás mais estudado devido à sua significativa contribuição para o aumento do efeito estufa (PIN *et al.*, 2018). A emissão do CH_4 no setor dos resíduos representa 18% das emissões antropogênicas globais de CH_4 , com estimativa de que os aterros sanitários sejam responsáveis pela emissão entre 20% e 22% do CH_4 liberado para a atmosfera (BOGNER *et al.*, 2008; MARIANO; JUCÁ, 2011).

Com relação ao manejo dos RSU, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 de 2010 estabelece o fechamento de lixões e incentiva a implementação de alternativas para descarte de RSU, desde que seja comprovada a viabilidade técnica e ambiental principalmente no que tange à implantação de programas de monitoramento de emissões de gases tóxicos aprovados pelos órgãos ambientais (BRASIL, 2010a). Segundo PIN *et al.* (2018), o percentual de resíduos coletados, bem como o tipo de destinação revelam o atual estágio e adaptação dos municípios brasileiros com relação às políticas ambientais do setor de resíduos. Em países mais desenvolvidos, boa parte dos resíduos é incinerada com recuperação energética ou encaminhada para a compostagem e reciclagem (CEMPRE, 2018).

De acordo com dados reportados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, da sigla em inglês (IPCC), as rotas de tratamento térmico adotadas no Brasil tem priorizado o tratamento de resíduos de serviço de saúde (RSS) e resíduos sólidos industriais (RSI), sendo a incineração dos resíduos uma grande fonte de emissões de GEE, mais expressivamente de dióxido de carbono (CO₂) e com menores taxas de emissão de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) (IPCC, 2006). Por outro lado, o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2017), ressalta que o desenvolvimento de novas tecnologias que minimizem os impactos ambientais das práticas de tratamento térmico e a redução nos índices de emissões de GEE devem ser fortalecidas. Vários estudos sobre a conversão termoquímica dos RSU em unidades *Waste-to-Energy* da sigla em inglês (WtE), como é o caso da gaseificação do combustível derivado de resíduos (CDR) para recuperação energética, relatam desempenhos ambientais sustentáveis no que tange à redução do aquecimento global e à gestão ambiental eficiente dos resíduos (ARENA; ARDOLINO; DI GREGORIO, 2015; LOPES *et al.*, 2018).

Têm sido publicados estudos relacionados à avaliação do potencial energético do RSU/CDR como combustível, a exemplo, citam-se os trabalhos desenvolvidos pelo grupo de pesquisa em energia térmica NEST – Universidade Federal de Itajubá (Marsiglia, 2019; Maya, 2016; Násner, 2015) e que reportam o desenvolvimento de modelos computacionais para avaliar o processo de gaseificação do CDR e aplicação do gás na produção de eletricidade.

Silva *et al.* (2014) ressalta a importância do estudo dos atuais sistemas de gestão de resíduos sólidos, considerando as diferentes estratégias existentes e etapas realizadas dentro do gerenciamento dos RSU.

Segundo CEMPRE (2018), a gestão de resíduos no Brasil passa por muitos desafios, sendo os principais: (a) o aumento da produção per capita de RS; (b) a falta de recursos em pequenos e médios municípios; (c) conflitos relacionados à disponibilidade e usos da terra; (d) a resistência quanto ao transporte de resíduos para outros municípios (consórcios); (e) operação inadequada de aterros e lixões.

Em relação a questões ambientais, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é geralmente considerada como uma das melhores ferramentas para se obter uma quantificação confiável dos impactos ambientais relacionados aos sistemas de geração de energia a partir de biomassa dentre outros aspectos tais como: identificação de possibilidades de melhoria da eficiência dos processos de gestão de RSU adotados, sendo importante a avaliação adequada destas práticas de manejo para tomada de decisão (BOVEA; POWELL, 2016; BUTERA *et al.* 2015).

Astrup *et al.* (2015) fizeram uma revisão de 136 artigos sobre a ACV que incluem os

seguintes tipos de tratamento de RSU: aterro sanitário, incineração, pirólise e gaseificação. A maioria desses estudos de caso avaliou a incineração, enquanto relativamente poucos estudos abordaram tecnologias como pirólise e gaseificação em detalhe. Consequentemente, os resultados da ACV relatados nos estudos puderam ser verificados apenas em poucos casos, o que limita significativamente a aplicabilidade dos dados de inventário e dos resultados de ACV fornecidos por esses estudos.

No entanto, não foram encontrados até o momento trabalhos com a aplicação da ACV considerando todo o cenário avaliado no que tange à utilização desta ferramenta para análise ambiental de plantas de gaseificação CDR integradas a um sistema de geração de potência elétrica em pequena escala.

Portanto a modelagem de processos, com auxílio de modelos matemáticos e de diferentes *softwares* pode contribuir para uma orientação destes, bem como para minimizar os custos de avaliação de diferentes condições e/ou variáveis que venham afetar a produção de gás no processo de gaseificação de biomassa, bem como na geração de energia elétrica a partir deste combustível.

Os modelos podem ainda ajudar no projeto de gaseificadores, fornecendo informações sobre condições extremas de operação (alta temperatura, alta pressão), nas quais testes experimentais são difíceis de serem executados, identificando condições potencialmente perigosas, bem como encontrando condições operacionais ideais (BASU, 2013).

1.2 Objetivos

Realizar uma avaliação técnica e ambiental de um sistema de geração de eletricidade por gaseificação de CDR e dois acionadores: Motor de Combustão Interna Alternativo (MCIA) e Microturbina a Gás (MTG).

Considerando o objetivo principal deste estudo, os objetivos específicos consistem em:

- Identificar o contexto das políticas ambientais para a geração de eletricidade utilizando RSU ou combustíveis derivados de resíduos CDR no Brasil;
- Modelar o processo de gaseificação do CDR a partir da variação da composição elementar e imediata e diferentes agentes de gaseificação sob diferentes condições experimentais do CDR gerado a partir dos resíduos coletados nos municípios de Itajubá pelo CIMASAS para produção de gás de gaseificação;
- Avaliar o desempenho técnico-ambiental das tecnologias de conversão do gás de

gaseificação obtido por meio do processo de gaseificação do CDR em eletricidade em escala piloto, utilizando um Motor de Combustão Interna Alternativo de ignição por centelha e uma Microturbina a Gás;

- Identificar os processos e/ou etapas que acarretam em impactos ambientais para as tecnologias de aproveitamento energético do CDR de cada cenário proposto.

1.3 Metodologia desta pesquisa

A Figura 1.1 apresenta o diagrama da metodologia de trabalho utilizada para a presente pesquisa. Da mesma forma, algumas das principais atividades planejadas são listadas a seguir:

- Identificar o contexto político do resíduo sólido no Brasil com ênfase nas legislações vigentes para tecnologias de tratamento térmico;
- Realizar uma revisão bibliográfica sobre o estado da arte das tecnologias empregadas no tratamento térmico de RSU e acionadores primários para conversão de gás gaseificação em eletricidade;
- Simular a gaseificação do CDR a partir de modelo computacional validado no *Software* Scilab® e a conversão do gás de gaseificação em acionadores primários utilizando os *softwares* GateCycle® e Thermoflex®;
- Avaliar as principais emissões e os principais impactos ambientais para as tecnologias de recuperação energética de resíduos sólidos analisadas neste estudo, e quais categorias de impacto estão associadas a estes processos de conversão utilizando a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) com emprego do *software* SimaPro e o método de avaliação de impacto ambiental ReCiPe *Midpoint*.

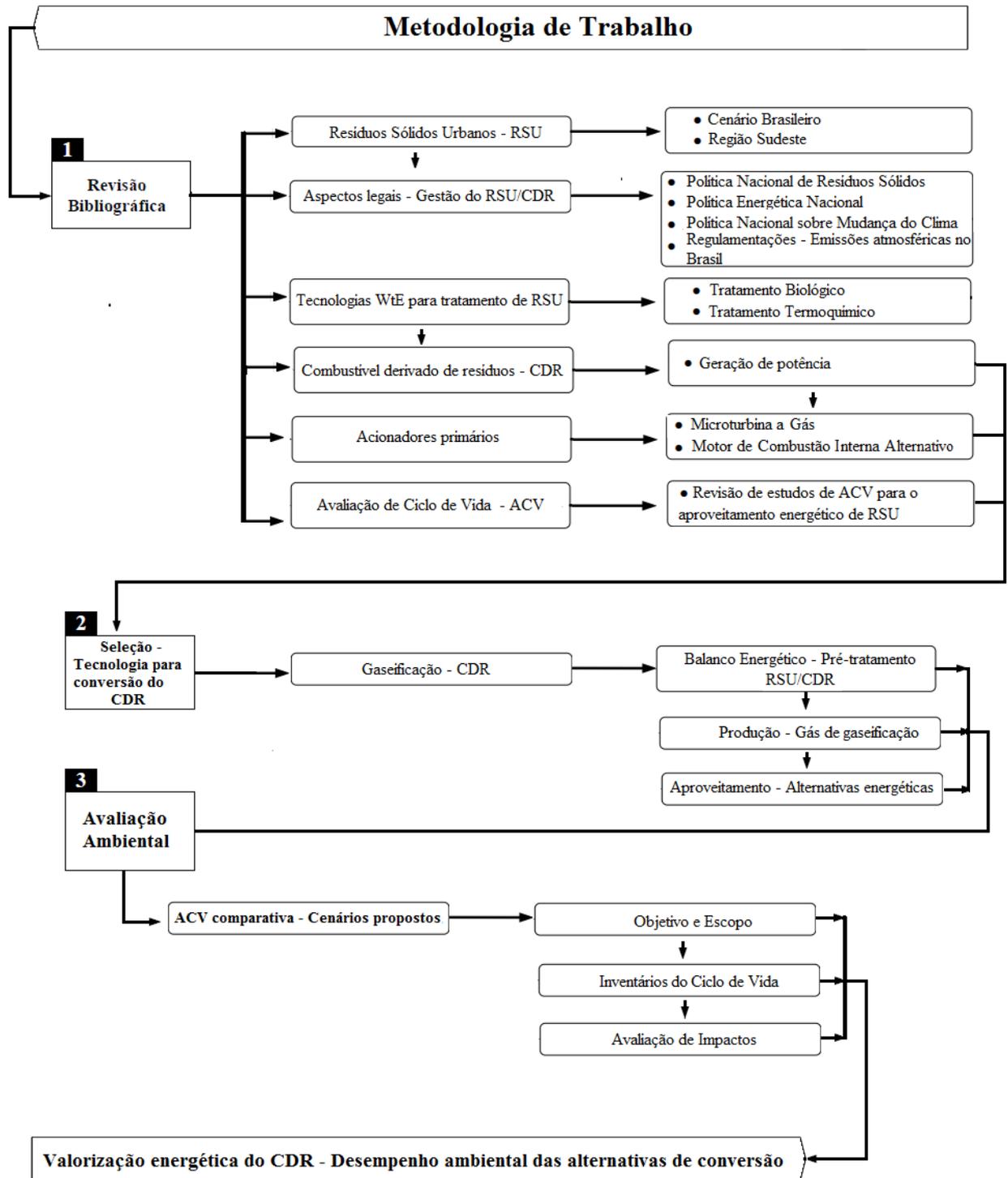


Figura 1.1 - Fluxograma da metodologia de trabalho adotada para a pesquisa.

Fonte: Elaboração própria.

1.4 Estrutura da dissertação

No capítulo 1 é realizada uma contextualização acerca da produção de RSU no Brasil e os impactos com relação ao descarte e manejo inadequado destes para o meio ambiente. São apresentados os objetivos da pesquisa e a metodologia do trabalho.

O capítulo 2 apresenta uma revisão de literatura das principais técnicas e tecnologias adotadas para o tratamento e/ou aproveitamento energético dos RSU. Também é apresentada uma breve revisão sobre o método de Avaliação de Ciclo de vida, e que será empregado neste estudo para a avaliação ambiental do processo de gaseificação do CDR e da conversão do gás de gaseificação em energia elétrica.

No capítulo 3 é apresentada a modelagem do processo de gaseificação do CDR com a utilização de diferentes agentes de gaseificação para a produção do gás de gaseificação. Também são descritos o modelo de equilíbrio escolhido para a modelagem da gaseificação do CDR, bem como os *softwares* adotados para as simulações dos acionadores avaliados neste estudo (Microturbina a Gás – MTG e Motor de Combustão Interna Alternativo – MCIA).

No capítulo 4 são apresentados os resultados das simulações para os 2 cenários de gaseificação do CDR analisados, gaseificação com ar atmosférico (21% O₂ – 79% N₂) como agente de gaseificação e gaseificação com uma mistura de ar enriquecido com oxigênio (60% O₂ – 40% N₂). Os resultados obtidos quanto à geração de potência a partir do gás produzido também são discutidos neste capítulo para os cenários gaseificação + MTG (CGMTG) e gaseificação + MCIA (CGMCIA).

No capítulo 5 é apresentada a análise ambiental da produção de energia elétrica a partir do CDR, em que são descritos o objetivo e escopo e delimitação da fronteira de estudo da ACV. Também é contemplado neste capítulo a caracterização dos impactos ambientais para os cenários gaseificação do CDR e geração de eletricidade (CGMTG e CGMCIA), a avaliação de impactos de ciclo de vida e interpretação dos resultados.

Por fim, o capítulo 6 compreende as principais conclusões desta dissertação e algumas sugestões para trabalhos futuros.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é apresentado o levantamento bibliográfico referente às informações gerais sobre os RSU/CDR bem como o seu aproveitamento energético, destacando diferentes tecnologias de tratamento e disposição final destes. Neste tópico também são relatados diferentes estudos de ACV aplicados à avaliação ambiental de cenários de gestão de RSU com recuperação energética, onde são empregadas diferentes tecnologias. A comparação é feita com o presente trabalho, o qual apresenta uma nova proposta para o tratamento e aproveitamento de RSU em sistemas integrados para a produção de energia elétrica como alternativa para a disposição final dos RSU em cidades de pequeno porte.

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos - RSU

Neste subitem é realizada uma contextualização acerca da produção de RSU no Brasil e os impactos com relação ao descarte e manejo inadequado destes para o meio ambiente. Esta sessão ainda contempla uma síntese dos aspectos legais do gerenciamento de RSU considerando as principais políticas ambientais em análise – Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos (PNRS), Política Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC) e Política Energética Nacional (PE).

2.1.1 O Cenário brasileiro e aspectos legais do gerenciamento de RSU

A situação atual dos resíduos sólidos (RS) no Brasil é preocupante. Segundo dados da ABRELPE (2018), o país gerou 78,4 milhões de toneladas de resíduos em 2017. A geração de RSU atingiu um total de 214.868 toneladas RSU/dia, sendo a geração per capita de 1,035 kg/hab/dia. Com relação às emissões de GEE associadas ao setor de resíduos, em 2016 foram emitidas um total de 91,97 milhões de toneladas (Mt) de CO₂ equivalente (CO_{2eq}), sendo 57,5% (52,92 milhões de toneladas de CO_{2eq}) provenientes da disposição final de RSU (SEEG, 2017).

A instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) pela Lei n. 12.305, de 2010 e regulamentada pelo Decreto n. 7404 de 2010 (BRASIL, 2010a), traz como premissa a gestão da crescente quantidade de resíduos, e apresenta entre seus principais instrumentos a criação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que contempla, entre outros: o diagnóstico dos

RSU no Brasil; metas para a redução dos resíduos encaminhados para aterros e incentivos para a valoração econômica através da reutilização, reciclagem, e técnicas que possibilitem o aproveitamento e recuperação energética dos resíduos por meio de tecnologias com controle de emissões (BRASIL, 2010b).

Por outro lado a Política Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC) instituída pela Lei nº 12.187, de 2009 (BRASIL, 2009) e regulamentada pelo decreto n. 7390/2010 (BRASIL, 2010c), estabelece através de seus instrumentos junto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima na sigla em inglês (UNFCCC) metas para a redução de emissões de GEE projetadas até 2020, sendo a linha de base estimada para as emissões em 3,236 Giga Toneladas de CO₂ eq (GtCO₂ eq). A redução total correspondente de emissões firmada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Mudança Climática a COP21 em 2015 ficou entre 1,168 GtCO₂ eq e 1,259 GtCO₂ eq (UNFCCC, 2015). De forma análoga à PNRS, a PNMC objetiva em seu art. 1º inciso VII a implementação de medidas que reduzam as emissões de GEE e uso de recursos, considerando a adoção de mudanças e substituições tecnológicas por unidade de produção (BRASIL, 2009). A lei ainda estabelece como suporte à meta de redução de emissões o desenvolvimento de planos setoriais de mitigação e adaptação nos âmbitos local, regional e nacional.

De forma semelhante, a Política Energética Nacional (PE), instituída pela Lei n. 9.478/1997 em seu art. 1º inciso XIV incentiva a produção de energia limpa a partir da utilização de fontes renováveis como a biomassa, reduzindo a dispersão de substâncias poluentes na atmosfera, inclusive com o uso de biocombustíveis, com contribuições não só no setor de energia, mas também no setor de transportes (BRASIL, 1997). Ademais, o total de emissões antrópicas de GEE associadas à matriz energética brasileira em 2016, atingiu 428,95 Milhões de toneladas de CO₂ eq (Mt CO₂ eq), sendo a maior parte (194,3 Mt CO₂ eq) gerada no setor de transportes. O setor elétrico brasileiro emitiu, em média, 104,4 kg CO₂ para produzir 1 MWh, índice muito baixo quando comparado com países da União Europeia, EUA e China (EPE, 2017).

Portanto, a integração das políticas ambientais em análise PNRS, PNMC e PE, embora possuam direcionamentos e objetivos para cenários diferentes, deve ser considerada para o cenário de gestão integrada dos RSU (MAMEDE, 2013). A gestão integrada é de grande importância para os processos de gerenciamento dos RSU. Este último pode ser desenvolvido a partir de uma análise dos fluxos e composição dos resíduos gerados por meio do estudo da composição gravimétrica dos resíduos.

Segundo Gouveia (2012), devido à composição diversificada dos resíduos e os problemas relacionados à destinação final inadequada destes, resultando na dispersão de poluentes no ar, água e a contaminação do solo por várias substâncias tóxicas, a atividade de coleta seletiva apresenta-se como uma das alternativas que integra os processos de gestão de resíduos.

O estudo do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2012), ressalta que dentre os desafios para avaliar o desenvolvimento da coleta seletiva no Brasil, está a falta de dados atualizados, uma vez que boa parte dos resíduos recicláveis são recolhidos de maneira informal por catadores, e por este motivo deixam de ser contabilizados nos levantamentos oficiais.

Singh (2019) relata que a falta de dados de qualidade reais e/ou experimentais, principalmente em países em desenvolvimento tem relação com as estratégias de gestão de resíduos, bem como com a ausência de dados de estudos regionais confiáveis. Dados sobre o percentual de iniciativas de coleta seletiva por regiões no Brasil são apresentados na Figura 2.1.

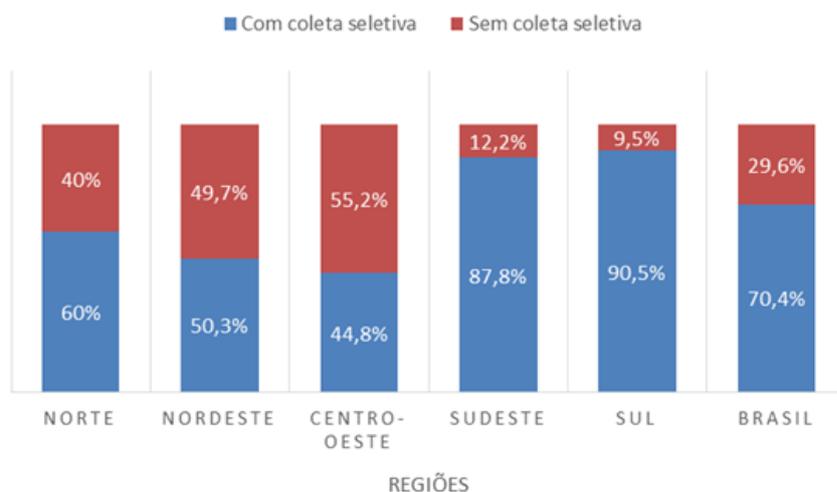


Figura 2.1 - Percentual de iniciativas de coleta seletiva por regiões.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2018).

O alto percentual de iniciativas de coleta seletiva expresso pelos municípios da região Sudeste, conforme observado na Figura 2.1, ilustra a sua importância e a influência dos grandes municípios em termos populacionais e na geração de resíduos comparado à média nacional (IPEA, 2012). A região Sudeste com um total de 1.668 municípios foi responsável pela geração de 105.794 toneladas RSU/dia em 2017. Deste montante, aproximadamente 98,1% foram coletadas, e 27,6% do total coletado foram destinados para lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2018). A contribuição principal para estes percentuais correspondem aos resíduos sólidos domiciliares (RSD), devido à falta de separação dos resíduos orgânicos na fonte e

ausência de coleta em separado, sendo encaminhado para disposição final misturado com os outros resíduos como os rejeitos e resíduos perigosos (ABRELPE, 2018). A

Figura 2.2 apresenta dados sobre a geração e coleta de RSU por regiões, destacando a região Sudeste no que se refere à geração de RSU per capita.

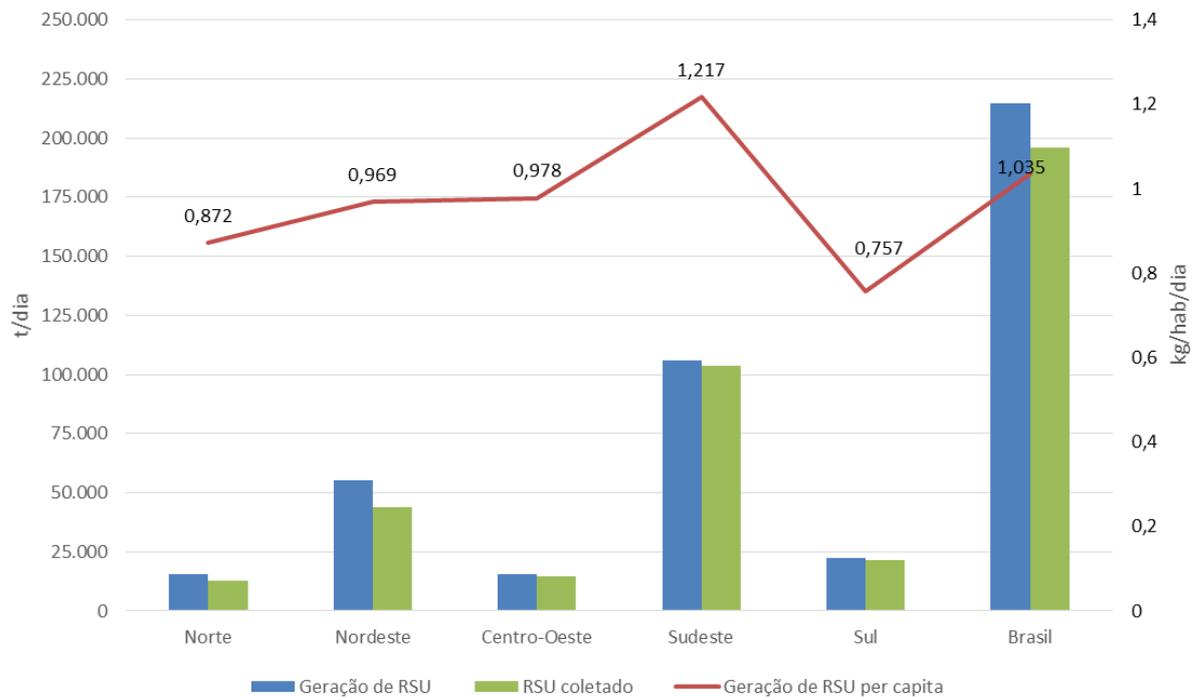


Figura 2.2 - Informações sobre a geração e coleta de RSU por regiões.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2018).

A participação do Sudeste na geração de RSU per capita está relacionada à contribuição da região em mais da metade do que é produzido no Brasil, evidenciando sua participação expressiva no produto interno bruto (PIB) (IBGE, 2014). O estudo de SEEG (2017), há uma correlação entre o tamanho da população, o PIB, a geração de resíduos orgânicos e as emissões de CH₄ resultantes da disposição final de resíduos. A geração de RS no Brasil tem crescido mais que a população, enquanto o PIB tem crescido menos comparado com a geração de RS (CAMPOS, 2012). Outro ponto importante a ser destacado são os altos percentuais da fração orgânica contida nos resíduos gerados na região Sudeste, e que também a elencam segundo o relatório da SEEG (2017) como a região responsável pelo maior percentual de emissões de CO₂ eq quando comparada às demais regiões, conforme dados apresentados na Figura 2.3. O estudo indica ainda que a grande contribuição do Sudeste no que tange às emissões de GEE do setor de resíduos pode ser associada aos avanços na gestão e gerenciamento de RSU, uma vez que, a

região também apresenta o maior índice de coleta de resíduos do país. A Figura 2.3 apresenta a estimativa de emissões de CO₂ eq alocadas por Estados em 2016.

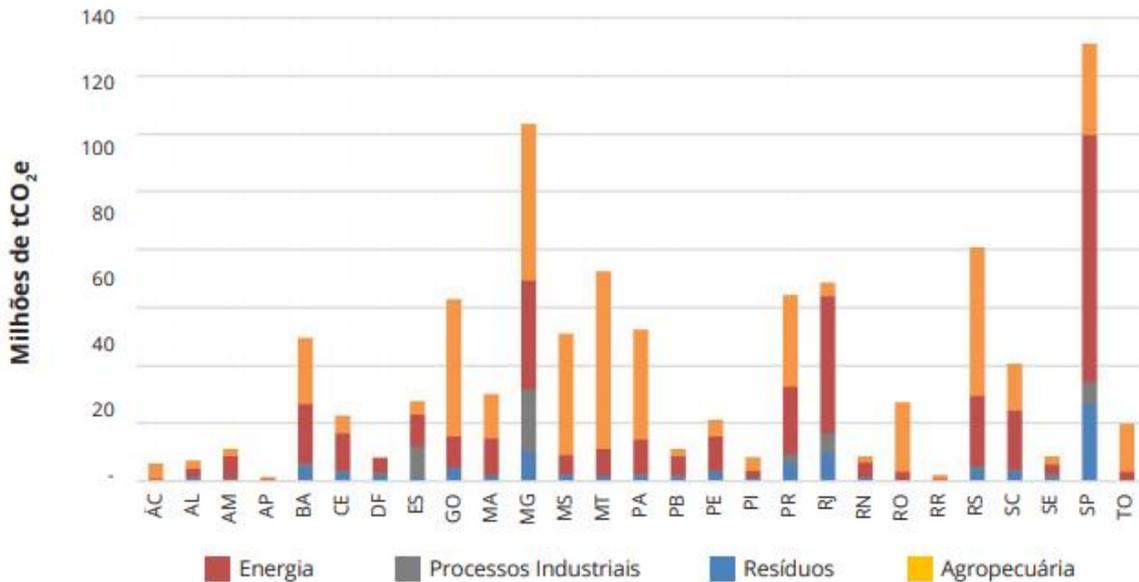


Figura 2.3 - Emissões de CO₂ eq alocadas por estados Brasileiros.

Fonte: SEEG (2018).

Com base nos dados reportados pelo estudo da SEEG (2018), os Estados de São Paulo e Minas Gerais são os que mais contribuem nas emissões de CO₂ eq no setor de resíduos do país, seguidos pelo estado do Rio Grande do Sul.

Ademais, apesar das iniciativas para o encerramento dos locais de disposição inadequada de resíduos no Brasil, conforme preconizado pela PNRS, a escassez de áreas para disposição final, bem como os altos custos de transporte dos resíduos tem dificultado avanços neste setor.

Contudo, o aumento significativo na quantidade de material disposto em aterros sanitários nos municípios de pequeno e médio porte também é outro fator agravante, sendo que mais de 40% do resíduo que é gerado no Brasil e disposto em locais inadequados estão distribuídos em mais de 3.000 municípios, sendo a maioria com população inferior a 10.000 habitantes, o que resulta na ausência de recursos técnicos e econômicos para a resolução do problema (ABRELPE, 2013). Com respeito às soluções adequadas ao gerenciamento do resíduo sólido para municípios com população inferior a 100.000 habitantes (no que tange à viabilidade técnica e econômica) uma alternativa criada a foi o incentivo à formação de sistemas de gestão compartilhada com municípios vizinhos – consórcios (BRASIL, 2010a), visando maior

economia nos processos, bem como viabilizar soluções. No entanto, o gerenciamento integrado dos RSU em pequenas localidades ainda enfrenta desafios, e carece de investimentos públicos para o desenvolvimento de pesquisas voltadas ao planejamento e melhoramento da logística de transporte e de novas alternativas de tratamento de RSU.

2.2 Tecnologias para o aproveitamento energético de RSU

O descarte inadequado de RSU no meio ambiente acarreta em diversos impactos, com afetações da qualidade do ar pelas emissões de GEE, contaminação da água e do solo. Esses impactos no meio ambiente podem ser minimizados pela conversão do RSU em energia com o emprego de diferentes tecnologias *Waste-to-Energy* – WtE atuais e emergentes, tais como a incineração, pirólise e gaseificação. Deste modo, a recuperação de energia a partir de tecnologias de conversão WtE pode ser descrita como a conversão de materiais residuais não recicláveis em calor, eletricidade ou combustível e outros produtos de alto valor agregado, principalmente os resultantes dos tratamentos bioquímicos, e que podem ser utilizáveis através de uma variedade de processos, divididos em tratamento termoquímico (incineração, pirólise e gaseificação); tratamento bioquímico (digestão anaeróbia) e aterro sanitário com recuperação de gás de aterro traduzido do inglês *landfill gas* (LFG). Os principais produtos de recuperação destas tecnologias são: a incineração produz eletricidade e calor; a pirólise resulta em produtos gasosos, líquido pirolítico e carvão; a gaseificação produz gases combustíveis aplicáveis como combustível na produção de eletricidade e calor, bem como em diversas aplicações na indústria química (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018).

No Brasil, a resolução CONAMA n. 316/2002 define o tratamento térmico de resíduos como todo e qualquer processo cuja operação seja realizada acima da temperatura mínima de 800°C. Os resíduos que não podem ser reciclados, nem podem ser tratados para recuperar energia, são descartados em aterro sanitário. Já o sistema de gerenciamento de RSU, como é dividido em três técnicas de tratamento, a saber: reciclagem/reaproveitamento, tratamento biológico e termoquímico ((BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018).

Para Tôrres Filho *et al.* (2014) todas as tecnologias WtE possuem vantagens e desvantagens em seus processos, tendo em vista a segurança em seus processos, os custos e impactos ambientais. A seguir é apresentada uma síntese das atuais tecnologias WtE para a gestão de RSU, com enfoque na tecnologia de gaseificação, sendo apresentada uma breve descrição referente às demais alternativas de tratamento WtE.

2.2.1.1 Aterro sanitário com recuperação energética

O aterro sanitário é uma opção para a tecnologia WtE, sendo considerado um método de confinamento e disposição de RSU (PRESSLEY *et al.*, 2014). O método de aterramento dos resíduos consiste na deposição dos RSU sobre terreno natural através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública (LIRA *et al.*, 2016). A composição típica do gás de aterro gerado é CH₄ (50-75%), NH₃ (0,1-1%), N₂ (3,9-4,1%), O₂ (0,9-1,1%), não metano compostos orgânicos voláteis 0,01-0,60%, CO₂ (25-50%) e vapor de água 6-6,5% (ZUBERI; ALI, 2015).

Ademais, os principais fatores que afetam a geração de biogás são a composição dos resíduos, a disponibilidade de materiais orgânicos biodegradáveis, o teor de umidade, o pH e a temperatura (FAZELI *et al.*, 2016). O biogás produzido por decomposição biológica pode ser utilizado como combustível em turbinas a gás e caldeiras a vapor para produção de eletricidade ou calor (SCARLET *et al.*, 2015).

Além dos impactos causados pelas emissões originadas na geração de gás de aterro no aquecimento global, outros agravantes requerem atenção quanto ao controle e medição de metano em aterros. As emissões afetam as comunidades urbanas nas proximidades do aterro sanitário e que estão diretamente expostas aos contaminantes lançados na atmosfera, além de causarem danos à vegetação ou mesmo riscos de explosão (ZHU *et al.*, 2013).

Os aterros sanitários são dilemas conhecidos, tendo em conta a comparação da biomassa convencional como matéria-prima (US\$44/tonelada-seca), com os RSU que têm um custo negativo com uma taxa de inflexão (US\$30/tonelada) para descartá-la em um aterro sanitário (ALURI *et al.*, 2018). Ademais, devido ao desperdício de terra e à infiltração de produtos de decomposição tóxica nas áreas de aterro, o descarte de RSU está se tornando ambientalmente cada vez menos desejável (NIU *et al.*, 2014).

2.2.1.2 Incineração

A incineração é uma técnica aplicada para a combustão de resíduos em excesso de oxigênio a temperaturas muito elevadas (acima de 1000°C) com um sistema de processo complexo que requer um enorme investimento de capital e custos de manutenção elevados pela erosão, corrosão e incrustação da caldeira devido aos gases de combustão provenientes da

câmara do incinerador. A maior parte do custo operacional deve-se ao controle das emissões gasosas e da poluição atmosférica (GABBAR; ABOUGHALY; AYOUB, 2018).

O principal objetivo da tecnologia de incineração é a degradação e destruição do conteúdo presente nos RSU, uma vez que é possível a redução do peso e volume destes resíduos em até 80-85%, dependendo da composição e do grau de recuperação de certos materiais, como metais das cinzas para reciclagem e finalmente convertê-los em calor e/ou energia (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018).

Contudo, a incineração convencional apresenta problemas, como a emissão de diversos poluentes perigosos como as dioxinas e disposição final de cinzas resultantes do processo, e sua eficiência na utilização de energia é baixa (YAO; NARUSE, 2009). Com respeito à eficiência energética para geração de calor, cogeração (vapor e eletricidade) e eletricidade pura, estas podem variar de 20% a 80%, pois dependem de fatores como a quantidade e o potencial térmico do material coletado, a eficácia do sistema de processamento e a natureza da energia fabricada para a recuperação da WtE (PALEOLOGOS; CARATELLI; AMROUSI, 2016).

Dentre as emissões de gases poluentes geradas no processo de conversão energética dos RSU cita-se os óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de carbono (CO_x), e óxidos de nitrogênio (NO_x), Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) e metais pesados que são perigosos, sendo necessária a aplicação de um tratamento adicional de última geração para a limpeza dos gases de combustão antes da emissão final destes na atmosfera (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018).

2.2.1.3 Pirólise

A pirólise é um processo de degradação térmica de resíduos sólidos operando na ausência parcial ou total de oxigênio na faixa de temperatura de 300°C a 700°C. Os principais produtos da pirólise são bio-óleo, bio-carvão e os gases não condensáveis (CAO et al., 2019). Os três tipos comuns de pirólise são: a convencional (550K a 900 K); pirólise rápida (850K a 1250 K) e pirólise instantânea (1050K a 1300 K) (TOZLU; ÖZAHİ; ABUŞOĞLU, 2016). Os principais produtos produzidos a partir da degradação térmica do material orgânico presente nos RSU na ausência de oxigênio são gases não condensáveis, um líquido pirolítico e carvão, com a produção de cinzas como um resíduo indesejável (SHARMA *et al.*, 2014).

Contudo, os produtos produzidos a partir da pirólise diferem no rendimento e composição devido a vários parâmetros técnicos e/ou operacionais e características dos RSU,

tais como o tipo de matéria-prima, tipo de reator, tempo de residência do gás, taxa de aquecimento, tempo de contato, temperatura, faixas de pressão, efeito dos catalisadores (se houver) e presença de hidrogênio gasoso (GURAN, 2018). Como a temperatura da pirólise varia, a distribuição do produto é alterada, sendo que a temperaturas mais baixas são produzidos mais produtos líquidos, e a altas temperaturas geralmente são produzidos mais produtos gasosos. Contudo, a distribuição do produto também é influenciada pela velocidade do processo e pela taxa de transferência de calor (HAMAD *et al.*, 2014).

Segundo Aluri *et al.*, (2018) a pirólise ocorre durante um curto período de tempo a temperaturas mais baixas em comparação com a gaseificação, embora os dois passos comecem a se sobrepôr em torno de 700°C. Ainda segundo o autor, embora produtos voláteis sejam desejados nos processos de pirólise, o carvão pode ter um valor modesto como substrato para o solo ou fonte de energia por combustão através da gaseificação para a produção de gás de gaseificação.

A pirólise de RSU embora seja considerada uma prática recente para a conversão dos resíduos em energia, está crescendo como método de tratamento de RSU. Os principais reatores de pirólise utilizados são de leito fixo, leito fluidizado, forno rotativo e reatores tubulares, estes últimos são adotados em larga escala (CHEN *et al.*, 2015). Ainda segundo os autores, a conversão energética do RSU pelo processo de pirólise acarreta em diversas desvantagens como a emissão de poluentes atmosféricos devido a presença de HCl, H₂S, NH₃, SO_x, óxidos de nitrogênio (NO_x), odores e gases de escape. Deste modo, medidas de controle das emissões são requeridas para minimizar os problemas e tornar os produtos da pirólise de RSU com melhor qualidade e mais aceitáveis ambientalmente (CHEN *et al.*, 2015).

O tratamento por pirólise de RSU pode ser uma solução aceitável para a redução da poluição ambiental causada pela ausência de tratamento destes, pois pode reduzir o volume de resíduos encaminhados para aterros, bem como possibilitar a produção de bio-carvão e óleo pirolítico com alto poder calorífico 38 MJ/kg como produtos primários (CHHABRA; SHASTRI; BHATTACHARYA, 2016).

2.2.1.4 Gaseificação

A gaseificação é descrita por Ramos *et al.*, (2018), como sendo a conversão termoquímica de matéria-prima à base de carbono em gás combustível através do suprimento controlado de um agente de gaseificação (ar, oxigênio, vapor, CO₂) ou misturas destes, em que

há a alteração da estrutura química das partículas do combustível devido às altas temperaturas atingidas maiores que 700°C. Os mesmos autores descrevem as diferentes etapas que ocorrem neste processo de conversão como:

- (i) Pirólise/desvolatilização a baixa temperatura (em torno de 700°C), onde ocorrem reações térmicas de craqueamento, fenômenos de transferência de massa e calor responsáveis pela produção de frações líquidas e gasosas, além de alcatrão;
- (ii) Decomposição desses produtos por suprimento adicional de calor (abastecido por combustão no interior do reator ou por fontes externas), dando origem a uma mistura gasosa de moléculas menores;
- (iii) Gaseificação do resíduo sólido de carbono, denominado de *char*, resultando no gás de gaseificação composto principalmente de CO, CO₂, H₂, H₂O e CH₄, hidrocarbonetos e alguns contaminantes como pequenas partículas de carvão, acompanhado por cinzas e alcatrões formados na gaseificação e que após processamento resulta em um *syngas* composto principalmente por H₂ e CO.

Gás de gaseificação é o termo que será utilizado neste trabalho para referência ao gás produzido, embora seja chamado por alguns autores de gás pobre.

Este combustível gasoso é resultante do processo de gaseificação com ar na faixa de temperaturas entre 770 °C a 1000 °C. Já com gás produzido a partir de gaseificação com misturas de ar enriquecido com oxigênio, vapor e O₂, para gaseificação em alta temperatura (1000 a 1200 °C) é possível a obtenção de produtos de maior valor agregado, sendo este então denominado por *Syngas* de acordo com a literatura consultada Boerrigter, H.; Rauch (2006), conforme ilustrado na Figura 2.4.

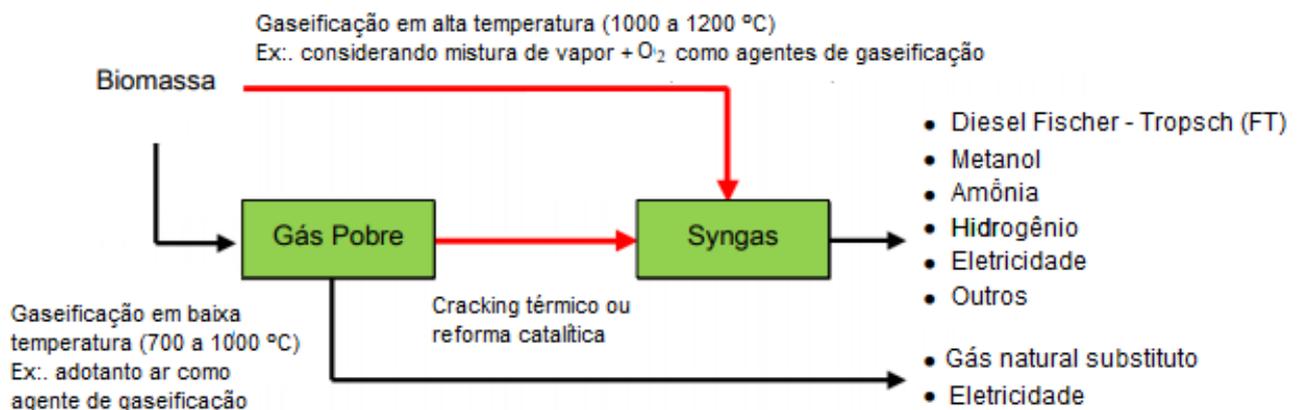


Figura 2.4 - Aplicações do gás de gaseificação.

Fonte: Adaptado de (BOERRIGTER, H.; RAUCH, 2006).

Segundo Couto *et al.*, (2016), a gaseificação fornece uma boa solução para o problema da recuperação de energia dos resíduos, pois tem como finalidade a recuperação da energia química presente nos fluxos de resíduos. Ademais a produção de um gás de gaseificação com diversas aplicações para a indústria química ou como combustível para a produção eficiente de eletricidade e/ou calor torna-se uma opção interessante para a gestão dos resíduos, posto que diferentes tipos de biomassa podem ser gaseificados, como exemplo o carvão, lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE), resíduos sólidos urbanos e agrícolas (RAMOS *et al.*, 2018).

A conversão dos RSU em gás combustível com poder calorífico adequado está se tornando uma das melhores alternativas para a reutilização de RSU (NIU *et al.*, 2014). O PCI do gás de gaseificação pode variar em função do agente de gaseificação adotado, pois quando é utilizado ar como agente de gaseificação, o PCI do gás pode variar entre 3 e 6 MJ/Nm³. No entanto, ao utilizar oxigênio puro ou uma mistura oxigênio e vapor como agente de gaseificação, pode-se obter um gás de gaseificação com PCI na faixa de 10 a 19 MJ/Nm³, podendo ser utilizado em motores e combustão interna e turbinas a gás, bem como em ciclos combinados de geração de energia (SILVA *et al.*, 2012).

Considerando a gaseificação de RSU, esta tecnologia requer a realização de um pré-tratamento para os resíduos, tendo em conta variáveis importantes, como a redução no tamanho das partículas e umidade da biomassa, bem como o percentual de compostos voláteis da biomassa inicial. Avaliação destas variáveis irá promover o melhor funcionamento do reator de gaseificação, aumentando a eficiência de conversão e redução na formação de alcatrão. No entanto, esta etapa adicional leva ao aumento do custo do processo (BOSMANS *et al.*, 2013).

Os principais tipos de reatores de gaseificação utilizados na prática podem ser caracterizados segundo sua pressão de trabalho em atmosféricos e pressurizados e de acordo com dois tipos de leito: leito fixo e leito fluidizado. Os gaseificadores de leito fixo são divididos em co-corrente (*downdraft*), contracorrente (*updraft*), e os de leito fluidizados em borbulhante e circulante, conforme esquema apresentado na Figura 2.5 e na Figura 2.6.

A configuração dos gaseificadores de leito fixo apresentam diferentes direções de ingresso do fluxo do ar e da biomassa, bem como da extração do gás produzido. São equipamentos tradicionalmente usados no processo de gaseificação, pois utilizam tecnologia simples, no entanto, com limite de capacidade da planta entre 10 a 15 t/h de biomassa seca, operando normalmente a 1000°C na zona de oxidação (OLOFSSON; NORDIN; SÖDERLINDU, 2005).

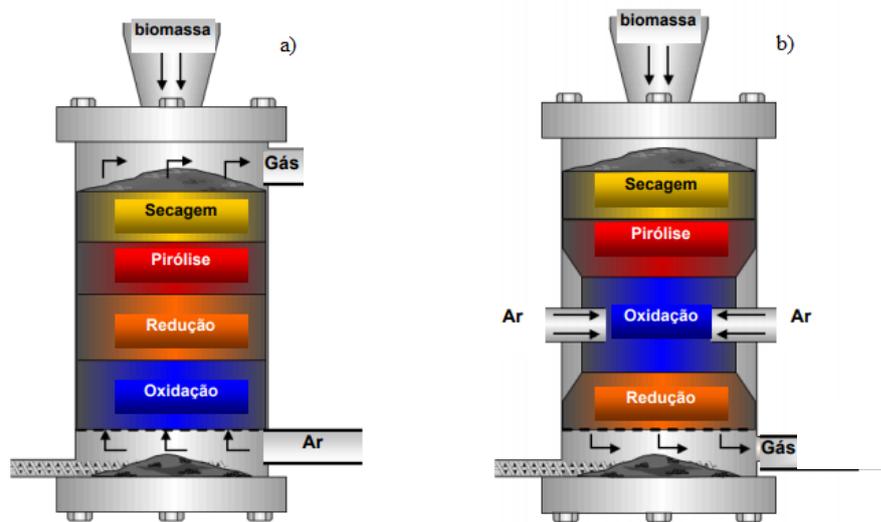


Figura 2.5 - Esquema de Gaseificadores de leito fixo: a) contracorrente e b) co-corrente.

Fonte: (MCKENDRY, 2002).

Os gaseificadores de leito fluidizado operam geralmente em temperaturas entre 800°C a 900°C para gerar menor quantidade de cinzas e com utilização de ciclones para remoção de partículas sólidas contidas no gás de gaseificação. Estes equipamentos possuem como vantagem uma distribuição uniforme da temperatura em todo o leito, o que possibilita um melhor contato entre sólido e gás e uma boa circulação das partículas de biomassa, além de alta velocidade de reação. Este tipo de reator foi comumente utilizado na gaseificação de carvão mineral. No entanto, apesar de gaseificar diferentes tipos de biomassa, este apresenta uma restrição quanto ao tamanho da partícula para fluidização (CANABARRO *et al.*, 2013; MCKENDRY, 2002).

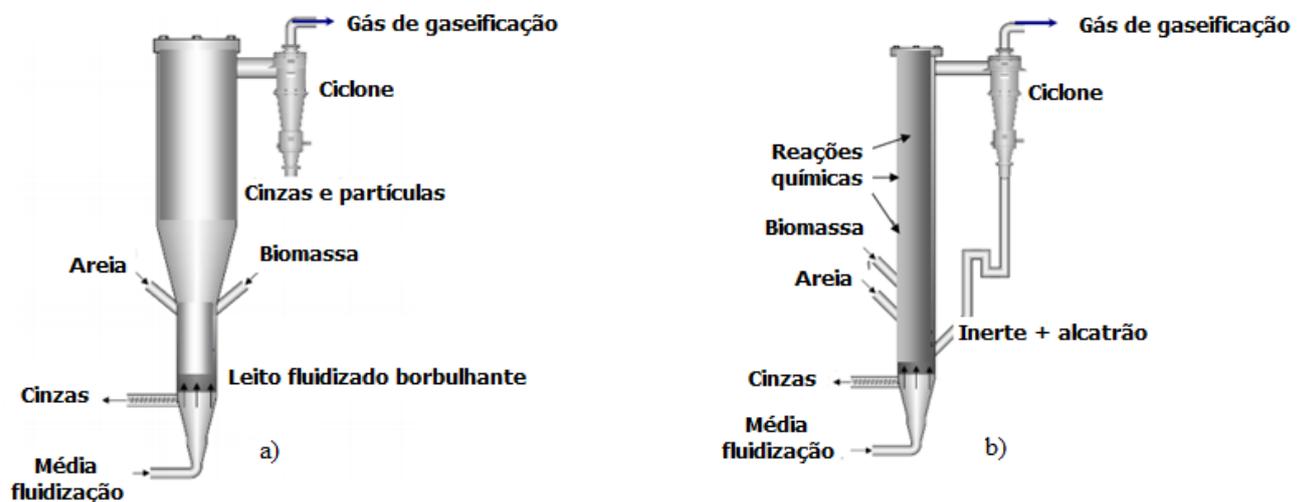


Figura 2.6 - Esquema de Gaseificadores de leito fluidizado: a) borbulhante b) circulante.

Fonte: (OLOFSSON; NORDIN; SÖDERLINDU, 2005)

A gaseificação possui várias vantagens sobre a combustão tradicional de resíduos sólidos, uma vez que para esta tecnologia é possível combinar as condições de operação – razão de equivalência (RE) que corresponde ao valor da relação ar combustível real utilizado durante o processo dividido pela relação ar combustível estequiométrico e temperatura de gaseificação, bem como as características do reator específico para obter um gás de gaseificação adequado para uso em diferentes aplicações (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018).

Considerando as diferentes tecnologias de gaseificação apresentadas, para a seleção da tecnologia que melhor atenderá a um determinado cenário, é importante considerar o tipo de combustível a ser gaseificado, a faixa de capacidade e o uso final do gás produzido. De acordo com Pedroso *et al.* (2013), o processo econômico de remoção de alcatrão do gás de gaseificação ainda é considerada a principal barreira tecnológica, sendo um ponto a ser avaliado para todos os tipos de gaseificadores. A Tabela 2.1 apresenta as características do processo dos dois principais tipos de gaseificadores utilizados para o tratamento de resíduos.

Tabela 2.1 - Principais tipos de gaseificadores utilizados no tratamento de resíduos.

	Leito fixo	Leito fluidizado
Descrição do processo	<i>Downdraft</i> (co-corrente): o agente de gaseificação é fornecido no mesmo sentido do combustível – descendente. <i>Updraft</i> (contracorrente): o combustível é fornecido no sentido descendente, e o agente de gaseificação fornecido no sentido ascendente.	Borbulhante: baixa velocidade do gás, material inerte permanece no reator. Circulante: o material inerte é decantado, separado e recirculado.
Temperatura do processo	800 – 850 ° C	1000 ° C
Observações	Construção simples e robusta, matéria-prima finamente granulada. <i>Downdraft</i> : são necessários combustíveis de baixa umidade, resultando em baixo teor de alcatrão no gás do produto.	Maior tolerância à faixa de tamanho de partícula do que leitos fixos, níveis moderados de alcatrão no gás do produto. Borbulhante: tolera variações na qualidade do combustível. Circulante: operação mais difícil que leitos fixos.

Fonte: Adaptado de BOSMANS *et al.*, (2013)

Algumas abordagens são descritas pela literatura em relação à gaseificação dos RSU ou CDR e são apresentadas a seguir.

O primeiro estudo refere-se às complicações envolvendo a heterogeneidade da fração de resíduos descartados para a alimentação do sistema de gaseificação, tendo em conta consideráveis frações de componentes como resíduos de plástico, papel e resíduos de alimentos que resultam em rendimentos variados de produtos (carvão, alcatrão e gás), que dependiam fortemente da configuração do reator e dos parâmetros do processo. Outros estudos reportados pelos autores na mesma categoria incluíram RSU/CDR considerando o uso de técnicas de pirólise e gaseificação para conversão de resíduos mistos (não reciclados) em gás de gaseificação (ALURI *et al.*, 2018).

Um estudo desenvolvido por Xiao *et al.*, (2007) relata características da gaseificação de RSU (resíduos de madeira, papel e plástico) usando um gaseificador de leito fluidizado e ar como agente de gaseificação. Os autores estudaram as características da gaseificação dos RSU a temperaturas entre 500°C - 750°C quando a razão de equivalência (RE) foi de 0,20 a 0,50. Os resultados indicaram que o RSU foi gaseificado de forma eficiente a 550–650 ° C e forneceram muita experiência prática e dados básicos para desenvolver a tecnologia de gaseificação de RSU.

A pirólise e gaseificação de resíduos de alimentos e borracha foram estudadas por (AHMED; GUPTA 2011). A decomposição térmica do material no reator considerou uma taxa de fluxo constante de agente gaseificador a vapor de 7g/min e uma massa de amostra fixa. Os resultados são relatados em duas temperaturas diferentes do reator de 800°C e 900°C. Os autores concluíram que a gaseificação de borracha produziu mais energia a 900°C em comparação com amostras de matéria-prima de biomassa. No entanto, menos gás de gaseificação e menos hidrogênio foram obtidos da borracha do que nas amostras de biomassa nas duas temperaturas aqui relatadas. O valor do poder calorífico da borracha é de aproximadamente 37,2MJ/kg, valor próximo ao valor médio de aquecimento do plástico (~40MJ/kg). Os valores do PCI da borracha (e também do plástico) são significativamente maiores que o da biomassa, que é de apenas 18 MJ/kg.

A comparação dos resultados da gaseificação com diferentes agentes de gaseificação (ar e o oxigênio) separadamente para o subproduto do biodiesel foi realizada por (YOON *et al.*, 2010). Os autores descobriram que o PCI do gás de gaseificação e a conversão de carbono com o oxigênio eram maiores.

No estudo realizado por Niu *et al.* (2014), quatro tipos de RSU (papel, madeira, têxteis e lixo de cozinha) foram gaseificados separadamente com oxigênio a temperaturas entre 700°C

e 900° C e RE entre 0,14 e 0,32 em um reator de leito fixo. Foram analisados o PCI, a composição dos componentes do gás (H_2 , CO, CO_2 e CH_4) e rendimentos dos produtos carvão e alcatrão. Os autores investigaram as características da evolução do gás durante a gaseificação e concluíram que uma temperatura mais alta favorece a formação de H_2 e CO, enquanto reduz o rendimento de CO_2 e CH_4 . O PCI do gás de gaseificação aumenta com a temperatura e varia na faixa de $6MJ/m^3$ a $10MJ/m^3$, para temperaturas em torno de 800°C ou superiores. À medida que a RE aumenta, o componente de gás combustível e o PCI do gás de gaseificação diminuem enquanto o rendimento de CO_2 aumenta linearmente.

Ainda segundo os resultados reportados neste estudo, a RE apropriada para obter gás de alta qualidade está na faixa de 0,18 a 0,23, uma vez que temperatura e RE têm efeitos significativos na distribuição do produto. Temperaturas e RE mais altas são favoráveis a maior produção de gás e menor rendimento de carvão e alcatrão na gaseificação de lixo têxtil e de cozinha. Ainda segundo os autores o gás produzido a partir da gaseificação utilizando ar como agente de gaseificação, têm-se altamente diluído por nitrogênio, diminuindo o valor do PCI. Assim, o uso de oxigênio como agente de gaseificação tem se mostrado eficaz na redução do efeito de diluição e na obtenção de um valor médio do poder calorífico. Portanto, a gaseificação de RSU com oxigênio pode ser uma técnica promissora para produzir gás combustível de alta qualidade (NIU *et al.*, 2014).

O estudo de Li *et al.* (2021) investigaram a gaseificação de três tipos de resíduos vegetais: carvão de casca de arroz (A), carvão de palha (B) e carvão de bambu (C) usados para redução de NO em um reator de leito fixo em NO/O_2 a 900 °C. Para as três amostras de carvão houve mudanças na concentração de NO de saída em função do tempo na mistura de NO/O_2 a 900 °C. A concentração de NO de saída para de (A) foi sempre menor do que a de B e C em qualquer momento. Além disso, a concentração de NO de saída de B era maior do que a de C, e a lacuna entre eles era cada vez mais significativa com o tempo. Uma vez que o consumo de carbono pode ser bastante aumentado pela oxidação mais forte. A gaseificação em NO/O_2 representou uma reação de desnitrificação típica para os três caracteres na seguinte ordem: $A > B > C$.

O tratamento termoquímico por gaseificação apresenta-se como uma alternativa promissora para a recuperação de energia renovável dos RSU, pois pode reduzir o volume de resíduos encaminhados para o aterro e os altos custos associados à incineração tradicional (ARENA, 2012). Ademais, o interesse na aplicação do processo de gaseificação para os RSU tem aumentado fortemente, posto que é passível o aproveitamento das frações residuais secas rejeitadas, quanto das frações não classificadas por meio da coleta e tratamento mecânico dos

RSU. Outro fator positivo da gaseificação são os custos reduzidos de operação quando comparada a outras tecnologias WtE. Ademais, o gás de gaseificação pode ser utilizado como um gás combustível que pode ser queimado em um queimador convencional, conectado a uma caldeira e uma turbina a vapor ou em dispositivos de conversão de energia mais eficientes, como motores a gás ou turbinas a gás (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018; MALKOW, 2004).

O uso potencial da tecnologia de gaseificação tem sido parcialmente avaliado em regiões isoladas e/ou em plantas de pequena escala, por ser termicamente mais eficiente do que a incineração, uma vez que as temperaturas de operação e a emissão de poluentes são menores (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2012).

A competitividade dos custos e melhor desempenho ambiental da gaseificação sobre outras tecnologias WtE, torna-a uma tecnologia atraente para a recuperação de energia a partir de RS (RUDRA; TESFAGABER, 2019). Uma análise econômica realizada por Gabbar, Aboughaly e Ayoub (2018), mostrou que a gaseificação combinada com pirólise possui maior custo do que os sistemas individuais de pirólise e gaseificação, respectivamente. Com relação ao custo de operação e manutenção, esse foi maior para o processo de pirólise individual.

Dentre as vantagens da WtE, como a gaseificação, estão os benefícios da redução de GEE, posto que estas devem gerar menos emissões em seus processos do que as práticas tradicionais de gerenciamento de resíduos como incineração e uso de aterros. Portanto, é possível vislumbrar que a gaseificação de RS atribuída a uma etapa intermediária de purificação do gás produzido, pode fornecer benefícios tanto na redução das emissões quanto no aumento da eficiência energética.

2.2.2 Geração de Combustível Derivado de Resíduos - CDR

A produção de CDR teve início na década de 70 no Reino Unido e Itália no decorrer da crise petrolífera, sendo então considerado como combustível de baixo custo (MAMEDE, 2013).

O termo CDR refere-se à fração combustível recuperada a partir de resíduos sólidos não perigosos e de origem diversa como a matéria orgânica presente no RSU, vários tipos de plásticos, resíduos biodegradáveis, e quantidades consideráveis de material inorgânico, como pedaços de metal e vidro (MAMEDE, 2013).

Tendo em conta a necessidade de padronização e de disciplinar a prestação de informações sobre a geração e o gerenciamento de resíduos sólidos (RS) no contexto brasileiro,

foi criada a lista brasileira de resíduos sólidos (BRASIL, 2007). Nessa lista Brasileira o CDR é classificado como Resíduo combustível – Combustível derivado de resíduos (CDR) e é inserido o pelo código 19.12.10 – Instrução Normativa nº13 de 18 de dezembro de 2012, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis através do art. 22 (IBAMA, 2012).

Ademais, a produção de CDR a partir de RSU vai de encontro aos princípios das políticas ambientais, uma vez que a transformação de resíduos em CDR é parte do sistema de tratamento térmico dos resíduos e tem como finalidades a redução do volume de resíduos encaminhados a aterros, a valorização de parte dos fluxos de resíduos pela recuperação de seu teor energético com o fornecimento de combustíveis alternativos às indústrias com processos de grande demanda de energia além de reduzir as emissões de CO₂ fóssil (MAMEDE, 2013).

Uma linha de produção de CDR consiste em inúmeras estações arranjadas em série, conforme apresentado na

Figura 2.7, com o objetivo de separar componentes indesejados e condicionar a matéria combustível a fim de obter combustível de características pré-determinadas (MAMEDE, 2013).

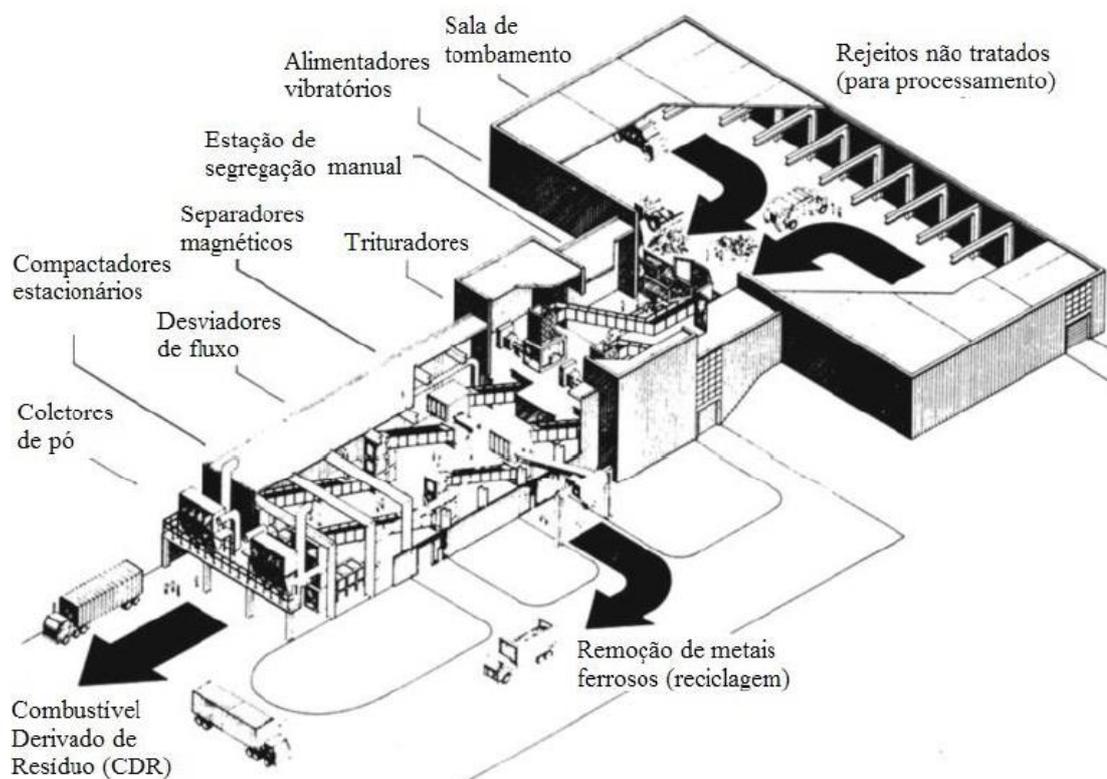


Figura 2.7 - Exemplo de uma planta de processamento de CDR.

Fonte: (HASSELRIIS; MAHONEY, 2012)

Os principais processos na produção de CDR podem ser descritos como: separação na fonte, triagem ou separação mecânica/fluxos, redução do tamanho das partículas (trituração/moagem), secagem e densificação. Durante estas etapas de preparação do CDR, este é submetido ao processo de tratamento físico que reduz o volume do material, aumenta seu poder calorífico e fornece um combustível de maior facilidade de manipulação, transporte e utilização, aumentando a sua eficiência e reduzindo a produção de cinzas nas unidades de conversão (LUZ, 2013).

A produção do CDR ainda possui vantagens sobre os RSU misturados como combustível, devido à qualidade e uniformidade de suas características físicas e químicas. Essas características levam a uma composição física e química mais homogênea, menores emissões de poluentes, menor necessidade de excesso de ar durante a combustão, além de facilitar o armazenamento, o manuseio e o transporte, tendo um PCI notavelmente mais alto variando de 16,1MJ/kg a 26,3MJ/kg (sem cinzas secas), em RSU com 12,1MJ/kg a 22,5MJ/kg (sem cinzas secas) (BOSMANS *et al.* 2013; NÁSNER *et al.* 2017). O esquema simplificado do processo de produção de CDR é representado na Figura 2.8.

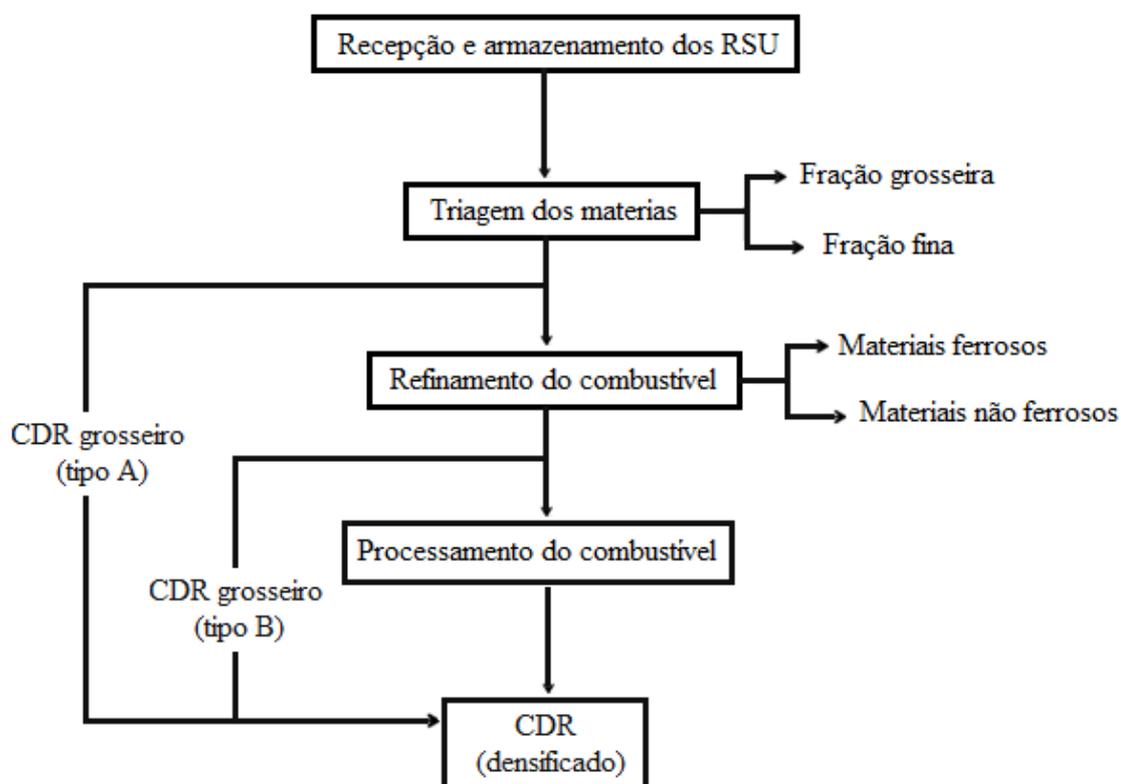


Figura 2.8 - Etapas do processo de produção do CDR.
Fonte: Adaptado de MAMEDE (2013)

O estágio de preparação do combustível representa a grande diferença entre o CDR grosseiro e o densificado, sendo necessária uma trituração secundária para reduzir o tamanho de partícula necessário na operação de peletização e assim reduzir o teor de umidade de 30% para 12% aproximadamente. Uma vez que a fração combustível é seca, os resíduos orgânicos e inertes são facilmente peneirados, reduzindo o teor de cinzas do produto. Após este estágio o CDR densificado (na forma de peletes ou briquetes), pode ser produzido com um teor final de cinzas de 10% em massa (MAMEDE, 2013).

Baptista (2010) classifica os CDR de acordo com a forma segundo os seguintes tipos: CDR desagregado, peletes e briquetes. O CDR desagregado é composto por material solto de baixa densidade e fácil dispersão pelo ar. O peletes é produzido por aglomeração de material solto em cubo, disco ou cilindro com diâmetro equivalente geralmente inferior a 25 mm. Briquetes é apresentado como um bloco ou cilindro de CDR produzido por aglomeração de material solto com diâmetro equivalente superior a 25 mm.

Além dos tipos de CDR já mencionados, também podem ser produzidos combustíveis derivados de plásticos ou derivados de papel. Ademais, a composição físico-química dos RSU utilizados como matéria-prima para composição do CDR pode influenciar na qualidade final deste combustível, principalmente com relação ao seu conteúdo de compostos poluentes, conforme já destacado anteriormente (RAMA, 2010).

Segundo Edo *et al.* (2017), devido à sua composição inerentemente heterogênea (do ponto de vista da umidade, conteúdo energético e elementos formadores de cinzas), os processos de conversão do RSU/CDR em energia térmica tornam-se um desafio. Além disso, a alta variabilidade na matéria-prima do RSU influencia negativamente o desempenho do gaseificador e resulta em baixa reprodutibilidade (LEE; DONG; CHUNG, 2018).

Alguns estudos avaliaram o desenvolvimento de diferentes esquemas para utilização do RSU/CDR mostrando resultados promissores para diferentes tecnologias e aplicações potenciais:

Kara (2012), investigou o uso de CDR a partir de resíduos não recicláveis e a determinação de seu uso potencial como combustível alternativo suplementar em fornos para produção de cimento. O CDR produzido neste estudo foi adicionado em diferentes proporções ao combustível principal (coque de petróleo). Também foram avaliadas as perspectivas de redução de emissões de CO₂ e cálculo de viabilidade ao substituir o coque de petróleo por CDR. Os resultados mostraram que, as emissões se mantiveram abaixo dos padrões normativos exigidos, com redução da quantidade de dioxinas e furanos à medida que aumentou a proporção de CDR em 15%. Ademais, acredita-se que os resultados bem-sucedidos deste estudo sejam

um bom exemplo para a gestão de resíduos nos municípios e as indústrias de cimento, a fim de alcançar benefícios econômicos e ambientais.

Murphy e Mckeogh (2004) estudaram quatro tecnologias que produzem energia a partir de RSU (incineração, gaseificação, utilização de uma usina combinada de calor e energia, traduzido do inglês *combined heat and power* (CHP), e geração de biogás para conversão em combustível de transporte) na Irlanda. A gaseificação do RSU produz mais eletricidade do que a incineração a partir de componentes residuais, isso sugere que a gaseificação dos resíduos é mais vantajosa que a incineração, onde não existe mercado para produtos térmicos, além de gerar menos gases de efeito estufa por kWh do que a incineração. No entanto, a gaseificação de RSU, considerado um combustível não homogêneo, a exemplo o CDR) não é, contudo, comprovada em escala comercial.

Uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de diferentes estratégias de disposição de RSU realizada por Cherubini, Bargigli *et al.* (2008), analisou o contexto de gestão de resíduos da cidade de Roma (Itália). Foram estudados quatro cenários:

- (i) Aterro sanitário sem aproveitamento energético do biogás;
- (ii) Aterro sanitário com aproveitamento energético do biogás;
- (iii) Produção de CDR;
- (iv) Incineração direta do resíduo com produção de eletricidade.

O estudo considerou que a deposição em aterro sem recuperação energética é a opção de gestão de resíduos de maior impacto ambiental (relacionados ao potencial de aquecimento global, potencial de acidificação e potencial de eutrofização, traduzidos do inglês *global warming potential* (GWP), *acidification potential* (AP) e *eutrophication potential* (EP) respectivamente. Já nos cenários que apresentam recuperação energética, houve significativa redução nos impactos ambientais.

2.3 Limpeza do gás de gaseificação

A produção de gás combustível apresenta-se como o principal produto da gaseificação de combustíveis sólidos, a exemplo o CDR, já que esta mistura combustível pode conter uma grande variedade de aplicações de baixo e alto valor agregado conforme apresentado na Figura 2.9 (SILVA LORA, E. E. *et al.* 2012).

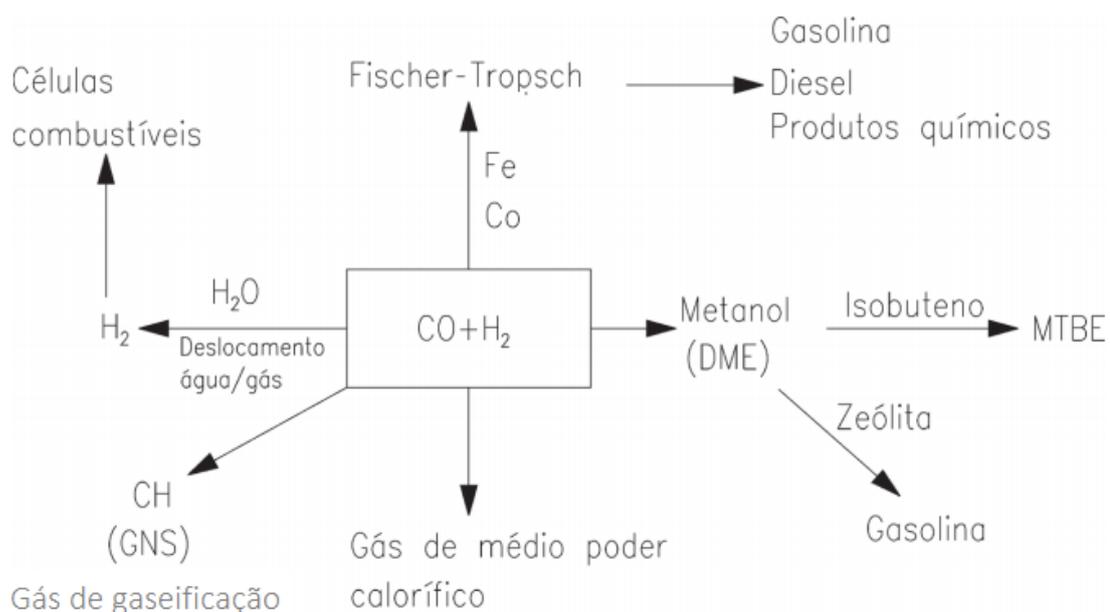


Figura 2.9 - Aplicações do gás de gaseificação.

Fonte: Adaptado de (SILVA LORA, E. E. *et al.* 2012).

No entanto, o gás de gaseificação contém impurezas, tais como, material particulado, amônia (NH_3), ácido cianídrico (HCN), ácido sulfídrico (H_2S), ácido clorídrico (HCl), outros gases contendo nitrogênio ou enxofre, metais alcalinos, hidrocarbonetos com diferentes pesos moleculares e cinzas. Os processos de limpeza do gás podem ser classificados como processos primários e secundários, se ocorrem dentro ou fora do gaseificador, respectivamente; de acordo com a temperatura em que ocorre a limpeza (com gás quente ou frio); e dependendo do tipo de impureza removida, como material particulado ou outros componentes para alcançar requisitos distintos de controle de produto (Samiran, Jaafar *et al.*, 2016).

Segundo Courson e Gallucci (2019), os tratamentos primários incluem a otimização das condições de gaseificação, como a escolha do tipo de reator, condições de operação, uso de aditivos de leito e modificações no projeto do gaseificador. Os tratamentos secundários consistem em métodos físicos, conversão térmica e catalítica de alcatrão.

As principais tecnologias utilizadas para a limpeza do gás de gaseificação proveniente do processo de gaseificação da biomassa são apresentadas na Figura 2.10.

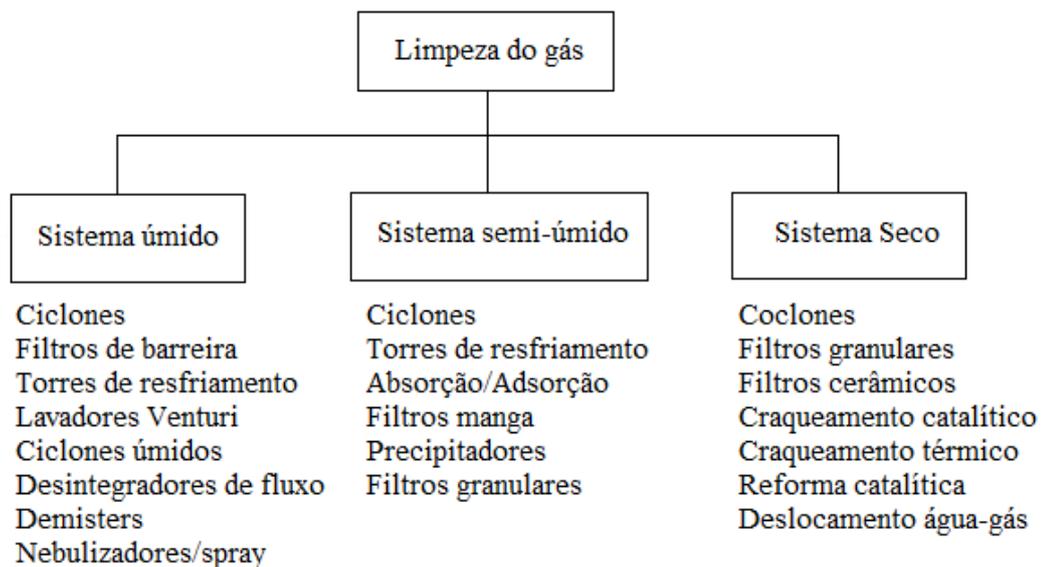


Figura 2.10 - Tecnologias de limpeza do gás de gaseificação.

Fonte: Adaptado de HUBER, IBORRA E CORMA (2006).

A qualidade do gás de gaseificação resultante do processo de gaseificação de diferentes tipos de biomassa depende de fatores distintos, conforme já mencionado, a configuração do gaseificador bem como parâmetros operacionais e dos tipos de agentes de gaseificação adotados. Portanto, para todas as aplicações do gás de gaseificação são estabelecidos determinados requisitos de qualidade do gás no que diz respeito ao seu poder calorífico, concentração de componentes principais e de impurezas (SILVA, *et al.*, 2012).

2.4 Acionadores primários utilizando gás de gaseificação

As duas tecnologias de conversão do gás de gaseificação em energia elétrica analisadas nesta pesquisa são apresentadas nesta sessão, sendo estas: Microturbina a Gás (MTG) e Motor de Combustão Interna (MCIA). Os dois acionadores escolhidos para avaliação do cenário eletricidade são considerados aplicáveis aos sistemas de produção de eletricidade em pequena escala.

2.4.1 Microturbina a Gás - MTG

As Microturbinas a Gás são sistemas de geração de energia em pequena escala, com capacidade elétrica entre 25kWe a 250kWe (LENSU e ALAKANGAS, 2004). A configuração estrutural da microturbina pode variar de acordo com o fabricante e a sua aplicação, mas usualmente opera em um arranjo de eixo único – *single-shaft* (Figura 2.12) com sistema de regeneração podendo atingir uma eficiência de até 35%. Já as MTG sem mecanismo de regeneração apresentam uma eficiência média de 17% (PERNA, MINUTILLO *et al.*, 2018). Essas unidades geradoras oferecem grande potencial para uso em aplicações de cogeração distribuída, sendo que as configurações mais recentes, ainda em fase de teste, podem atingir 370kWe e operar em configuração de eixo duplo (Figura 2.12). A configuração da MTG de eixo duplo ou dividido, o gerador elétrico da microturbina é alimentado por uma turbina mecanicamente independente, sendo o acionamento do compressor realizado por uma turbina mecanicamente acoplada ao seu eixo e na qual ocorre a primeira expansão do ciclo. Com a razão de pressão do ciclo fracionada entre as duas turbinas, a turbina livre pode operar em baixas velocidades para acionar um gerador convencional e gerar eletricidade na frequência requerida sem retificações subsequentes (HENAO *et al.*, 2019).

O princípio de operação das MTG é baseado no ciclo regenerativo de Brayton, conforme pode ser observado na Figura 2.11. Este tipo de equipamento utiliza um compressor centrífugo acoplado a uma turbina de entrada radial que trabalha em altas rotações, sendo necessário um controlador digital de potência para gerenciar a saída elétrica.

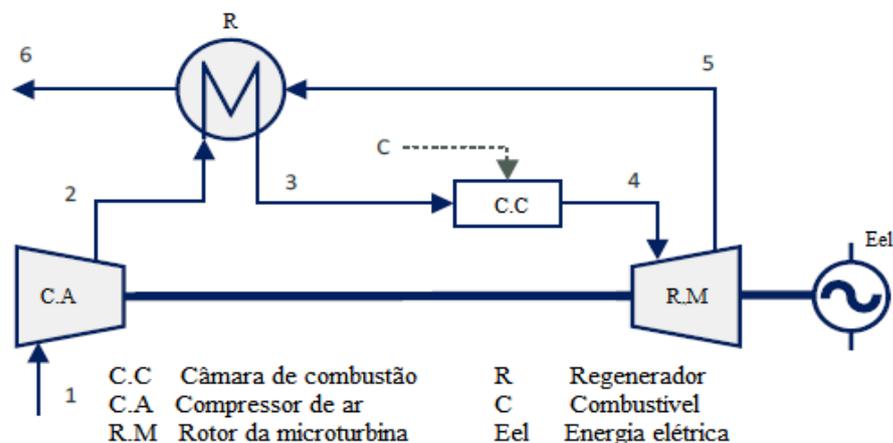


Figura 2.11 - Ciclo Brayton regenerativo ideal Microturbina a Gás de eixo único.

Fonte: Adaptado de (HENAO *et al.*, 2019).

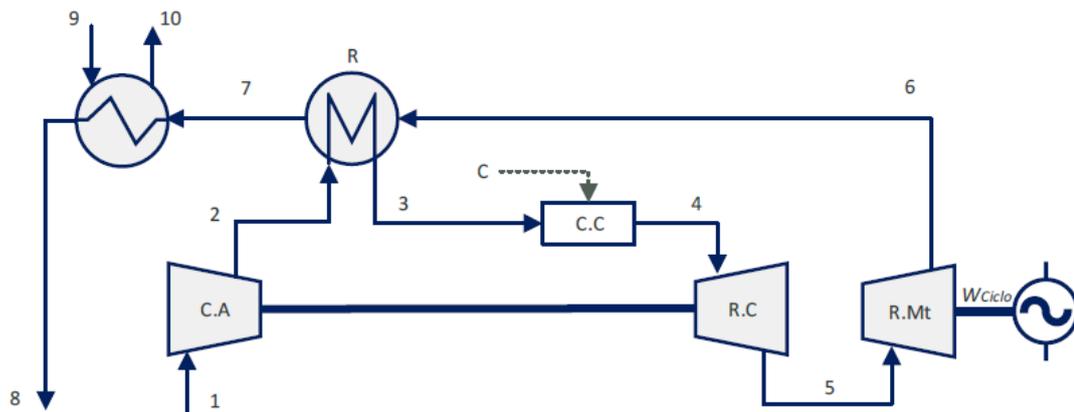


Figura 2.12 – Esquema de uma Microturbina a Gás de eixo duplo.

Fonte: (HENAO *et al.*, 2019).

Os projetos mais recentes de microturbinas consideram uma redução de escala de uma turbina a gás padrão, bem como uma reavaliação completa da arquitetura do motor. No entanto, estes equipamentos possuem requerimentos rigorosos em relação à qualidade dos gases que circulam pelo rotor, sendo intolerantes à presença de partículas sólidas e gotículas. Ademais, o custo de instalação, a eficiência e as emissões são os três critérios mais relevantes no projeto desse tipo de gerador (HENAO *et al.*, 2019).

Com respeito aos tipos de combustíveis, atualmente as MTG podem utilizar combustíveis líquidos e gasosos, no entanto, possuem pré-requisitos rígidos quanto à qualidade dos gases que circulam pelo rotor da turbina, sendo intolerantes à presença de partículas sólidas, gotículas e outros contaminantes (HENAO *et al.*, 2019). Considerando o acionamento das MTG com gás de gaseificação, este pode causar alterações em seu funcionamento em decorrência de sua composição e o baixo poder calorífico do gás de gaseificação quando comparado ao do gás natural, como por exemplo instabilidade da chama, incompatibilidades de fluxo, relação de pressão e rotação entre o compressor e a turbina (MARCULESCU; CENUȘĂ; ALEXE, 2016).

Para a operação de uma MTG com gases de baixo poder calorífico, é necessário aumentar a vazão de combustível e a pressão da câmara de combustão para manter a razão de pressão requerida pelo compressor (HENAO *et al.*, 2019).

Segundo (SANTIAGO *et al.*, 2020), para a alimentação da MTG com gás de gaseificação obtido a partir do processo de conversão termoquímica de combustíveis sólidos, a exemplo a borra de petróleo e o CDR, é necessário que este gás ingresse a uma pressão de 5,5 bar e uma temperatura na faixa entre -20 e 50 °C. Portanto, o gás de gaseificação deve entrar em um compressor, logo em um resfriador e finalmente na câmara de combustão da MTG.

Deste modo, um dos entraves para a operação de uma MTG com gases de baixo poder calorífico, na pressão nominal declarada pelo fabricante, é a redução de potência entregue pelo sistema, sendo a alternativa procedente utilizar um compressor externo para assegurar a pressão requerida pelo combustível que ingressa na câmara de combustão, e com isso há uma redução maior na eficiência do sistema (KOLANOWSKI, 2004).

Vários trabalhos foram desenvolvidos abordando sistemas híbridos tendendo a soluções que combinam MTG com alguma outra tecnologia que visa aumentar a eficiência e a confiabilidade dos sistemas de geração, alguns destes estudos são apresentados na sequência.

Segundo Carvalho *et al.* (2007), apesar de ser um sistema com baixas emissões, algumas características dificultam a utilização das MTG, tais como: o alto custo, eficiência com cargas parciais questionáveis, experiência limitada com o uso dessa tecnologia e ruídos de altas frequências.

Segundo Henao *et al.* (2019), no caso específico do acoplamento de tecnologias de produção de gás de gaseificação, quando uma Microturbina a Gás opera com esse tipo de combustível, é necessário aumentar o fluxo de combustível e a pressão da câmara de combustão para garantir a potência nominal do motor. Dessa maneira, operar uma microturbina com gases de baixo poder calorífico à pressão nominal declarada pelo fabricante reduzirá a energia fornecida pelo sistema quando o fluxo de energia do combustível (MJ/h) for mantido constante. Esta situação pode ser resolvida usando um compressor externo para garantir a nova pressão exigida pela câmara de combustão.

O desempenho de uma MTG usando misturas de gás de gaseificação com gás natural foi relatado por (RABOU, GRIFT *et al.*, 2008). Para aplicação do gás com baixo poder calorífico na MTG, o fluxo máximo de gás combustível permitido pela unidade de controle de combustível limita a potência atingível. Com potência reduzida, o limite inferior para operação estável é um PCI de cerca de 8 MJ/Nm³. Ainda segundo o autor, a eficiência bruta da Microturbina a Gás depende da potência de saída, mas não diretamente do valor do aquecimento. Já para o percentual de H₂ no combustível deve-se considerar cerca de 30% para estender o limite de operabilidade sem que haja retorno da chama (*flashback*) (PAGE, SHAFFER, *et al.*, 2012).

Page; Shaffer; Mcdonell (2012), analisaram a relação entre a composição do gás de gaseificação e a propensão ao *flashback* e *blowout* para uma MTG Capstone C60, e concluíram que, para um teor de hidrogênio menor a 30%, não foi observado instabilidade na chama, ou seja, não ocorreu *flashback* nem *blowout*.

Moradi *et al.* (2020), estudaram um pequeno sistema combinado de calor e energia

(micro-CHP) composto de um gaseificador de leito fluidizado, uma MTG de 100 kW_e e uma unidade ORC. Os resultados mostraram que o sistema integrado alimentado por gás produz uma potência de 127,6 kW_e e 78,7 kW_{th} com eficiência elétrica de 23,6% quando a vazão mássica do vapor injetado para a câmara de combustão é de 25g/s, o que corresponde ao máximo da faixa investigada neste estudo. A configuração MTG injetada a vapor também traz benefícios ambientais em termos de redução de emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO). No entanto, a adoção da combustão injetada a vapor em micro-escalas também tem algumas limitações e deve ser adotada com cautela devido ao risco de sobretensão do compressor. Além disso, outras implicações devem ser consideradas, tais como custos adicionais para a manutenção do sistema.

A avaliação do desempenho de uma planta híbrida de pequena escala com base na integração de uma MGT e uma célula a combustível de óxido sólido (SOFC) foi realizada por (PERNA, MINUTILLO *et al.* 2018). A planta híbrida baseada em uma configuração simplificada foi alimentada com gás de gaseificação produzido em um gaseificador de fluxo descendente. Neste caso, a energia elétrica era de 262 kW (SOFC forneceu 180 kW), a energia térmica foi 405 kW e as eficiências elétricas e de cogeração são 35% e 88%, respectivamente. A eficiência geral obtida foi de 31%.

Um modelo analítico desenvolvido no ambiente Matlab® foi aplicado para analisar a queima de gás de gaseificação derivado de biomassa (PCI igual a 9,14 MJ/kg) em MTG de 100 kW (RENZI, PATUZZI *et al.*, 2017). Do ponto de vista das emissões, a MTG foi avaliada com gás de gaseificação e gás natural. As emissões de CO tendem a aumentar ligeiramente em relação à combustão com gás natural. Os resultados também mostraram que, a injeção de vapor durante a combustão, injetado localmente em alguns pontos específicos da câmara de combustão, pode atuar como uma solução de controle da temperatura com referência particular à zona de combustão primária (chama piloto) onde tipicamente a temperatura de combustão é mais alta do que outras zonas. Em conclusão, com o uso de combustíveis alternativos como gás derivado de biomassa, é possível que haja alterações na eficiência geral da MTG, das condições de funcionamento da turbina e do compressor.

Corrêa *et al.* (2019), estudaram o efeito do uso de misturas gás de gaseificação derivado de biomassa como complemento do gás natural em uma MTG Capstone de 30 kW. A avaliação concentrou-se nos recursos de desempenho da turbina, que incluem eficiência da turbina, temperatura de saída, taxa de fluxo de ar/combustível. Os testes realizados com a microturbina mostraram que a eficiência cai cerca de 13% quando o combustível mudou de gás natural puro para 50% de GN/50% gás de gaseificação. Além disso, a análise de temperatura mostrou que a

temperatura na saída da turbina sofre variações insignificantes, apesar da mudança na composição do combustível.

2.4.2 Motor de Combustão Interna Alternativo - MCIA

Os motores de combustão interna alternativos (MCIA) são equipamentos que convertem a energia química contida em um combustível (normalmente fornecido ao motor na forma de um combustível líquido ou gasoso) através dos produtos da combustão, em energia térmica e está em potência mecânica pela rotação de um eixo. Os motores podem ser classificados como de ignição por centelha ou ciclo Otto, operando a gasolina, etanol, gás liquefeito de petróleo (GLP) ou gás natural (GN) ou de ignição por compressão (ciclo diesel), podendo operar com óleo diesel, cuja ignição ocorre por ignição espontânea, quando o combustível é submetido à alta pressão na câmara de combustão (LOZANO VELA, 2018). Ainda segundo o mesmo autor, os MCIA também podem ser classificados de acordo com seu funcionamento em quatro tempos: i) admissão, em que a mistura de ar e combustível é aspirado através da válvula de admissão; ii) compressão, a mistura é comprimida adiabaticamente e inflamada pela vela de ignição; iii) expansão, a mistura inflamada expande adiabaticamente e impulsiona o pistão para produzir trabalho útil (mecânico) e iv) exaustão ou fase de descarga, onde os gases de escape quentes são descarregados através da válvula de escape e o ciclo é repetido. Já nos motores a explosão de dois tempos tem-se dois ciclos: no primeiro ciclo ocorre a mistura de ar + combustível na câmara de pré-admissão através do movimento de subida do pistão e fecha as janelas de admissão e exaustão. Durante esse processo cria-se um vácuo no cárter que força a admissão de ar atmosférico no interior do mesmo. No segundo tempo ocorre a ignição da mistura (explosão). Os gases em expansão forçam o pistão a descer produzindo assim trabalho.

A ampla utilização de MCIA na indústria, se deve à sua robustez, eficiência, facilidade de manutenção, simplicidade entre outras características (LORA; VENTURINI, 2012). Ademais, a eficiência elétrica dos MCIA em geração de energia é elevada quando comparada com outras tecnologias de geração de energia de pequena escala. A eficiência é em média de 30% para 100 kW_{el}, e é de 35% - 45% por mais de 1MWe (GOLDSTEIN *et al.*, 2003).

Outros méritos de MCIA incluem: baixo custo, longo ciclo de vida, confiabilidade, maior flexibilidade, entre outros. No entanto, são requeridos sistemas de controle de emissões, pois sua operação, principalmente com combustível de origem fóssil pode produzir alta

quantidade de poluentes como NO_x e CO, e que pode acarretar no aumento do custo de manutenção e de operação (NÁSNER, 2015).

Entretanto, o crescimento do uso de motores a diesel em escala global em veículos pesados e geração de eletricidade, juntamente com motores a gasolina em veículos leves levaram a um aumento significativo das emissões de gases poluentes na atmosfera. Têm-se que os compostos gasosos emitidos pelos motores a diesel – Dióxido de Carbono (CO_2) e de Monóxido de Carbono (CO), além dos Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Hidrocarbonetos não queimados (HC), Óxidos de Enxofre (SO_x) e o material particulado (PM) são considerados os mais preocupantes (KOSLOWSKI *et al.*, 2014), e oferecem riscos diretos à saúde e aos ecossistemas, embora outras formas de poluição possam também estar presentes. Esse combustível possui alto potencial para o aquecimento global.

Segundo Filho (2016), os óxidos de nitrogênio (NO_x) se formam no processo de combustão pela reação do nitrogênio do ar com oxigênio. Entre os parâmetros operacionais do processo, a temperatura é a que tem maior influência na sua formação. O NO_x é formado principalmente em regiões da câmara de combustão onde as temperaturas podem atingir valores superiores a aproximadamente 1370°C , ocasionando a formação destes compostos. Entretanto, nos gases efluentes de processos industriais de combustão, encontram-se outros compostos constituintes poluentes, como por exemplo NO e NO_2 – e os compostos orgânicos voláteis (VOC), que, em equipamentos operando em condições normais, são emitidos a taxas muito pequenas, não causando qualquer dano ambiental.

Já segundo o estudo de Brunetti (2012), a formação do NO_x praticamente depende somente da temperatura da câmara de combustão, onde o mesmo forma-se acima de 2000 K ($1726,85^\circ\text{C}$), sendo assim um poluente presente em motores diesel, em maior concentração com a queima do combustível original, pela alta pressão de compressão e elevada temperatura de combustão, favorecendo o aparecimento do NO_x . O mesmo autor reporta que, os testes com etanol, o equipamento não identificou valores de NO_x porque o etanol apresenta um calor de vaporização cerca de 4 vezes maior que o diesel diminuindo a temperatura da câmara de combustão, desfavorecendo o aparecimento de óxidos de nitrogênio.

A redução de emissões de óxidos de nitrogênio é de grande importância, pois o principal problema de emissões com motores diesel são as emissões de óxidos de nitrogênio e de difícil controle sem pós-tratamento dos gases de escape. As emissões de NO_x são ocasionadas principalmente pelo NO_x térmico e pela grande entrada de ar em excesso para a combustão. Dentre as medidas para controle de emissões cita-se o controle pós-combustão, por meio de equipamentos de controle de emissões aplicáveis para controlar as emissões de MP, óxidos de

enxofre (SO_x) e óxidos de nitrogênio (NO_x). No que tange à queima do gás de gaseificação em MCIA, é interessante ressaltar que as emissões de SO_x têm se mostrado ínfimas para esse tipo de combustível, um resultado importante, posto que este apresenta-se como um dos poluentes mais significativos, juntamente com o CO_2 (CETESB, 2015).

A substituição do combustível original (diesel) em MCIA pode reduzir os teores de SO_x ou NO_x e envolve queima de um combustível com teor de enxofre inferior ou menor conteúdo de nitrogênio, respectivamente. Material particulado também pode ser reduzido quando um óleo combustível mais leve é queimado (FILHO, 2016).

Diante deste contexto, considerando as vantagens técnicas, estratégicas e ambientais, a aplicação de diferentes tipos de biocombustíveis para os MCIA apresenta-se como opções atrativas (LORA; VENTURINI, 2012).

Com relação à operação dos MCIA com gás de gaseificação, o interesse pelo uso deste combustível teve início na Índia, em virtude da escassez de combustíveis fósseis e sua riqueza em biorrecursos, no entanto, este combustível já havia sido utilizado durante a Segunda Guerra Mundial para alimentar sistemas de geração de energia e calor. Até o momento, o uso de sistemas de geração de energia com gás de gaseificação está limitado, na maioria dos casos, a pequenas usinas para fins de recuperação. Nesse contexto, em virtude da ideia de sustentabilidade ambiental e vantagens econômicas subsequentes, é crescente no setor industrial a valorização de soluções internas de recuperação de energia, considerando um sistema de gaseificação para o descarte de resíduos industriais e para a produção de gás sintético ao mesmo tempo, reduzindo assim a demanda externa de portadores de energia. O uso de gás sintético em motores também pode reduzir significativamente as emissões de gases de efeito estufa e hidrocarbonetos (FIORE; MAGI; VIGGIANO, 2020).

O uso de gás de gaseificação em MCIA também vêm sendo amplamente estudado, uma vez que é possível a obtenção deste combustível a partir da conversão de diferentes tipos de resíduos sólidos, como por exemplo, os RSU mistos e agroindustriais e que têm se apresentado como uma alternativa para a eliminação destes resíduos e redução na emissão de poluentes. Por outro lado, as exigências quanto à produção de eletricidade, energia e calor respeitando as questões ambientais emergentes exigem o uso de novas estratégias de abastecimento para os motores, tornando os MCIA dispositivos extremamente válidos para a produção de energia limpa e sustentável (LORA; VENTURINI, 2012). Em vista desses benefícios, a combustão de gás de gaseificação em MCIA tem sido amplamente investigada na literatura. Alguns destes estudos são apresentados a seguir.

Com relação à operação dos MCI com gás de gaseificação, parâmetros tais como: densidade energética da mistura gás de gaseificação/ar, o volume deslocado do motor, o número de metano ou octanagem do combustível, a velocidade da chama da mistura ar/combustível, o tempo de atraso de autoignição automática, a taxa de compressão do motor e o tempo de ignição por centelha, devem ser analisados, pois podem afetar o desempenho dos MCI (MARTÍNEZ, 2012).

González (2010) reporta que, quando um gás de gaseificação vai ser utilizado como combustível para um MCIA é aconselhável o uso de um gaseificador de leito fixo co-corrente, devido a sua configuração levar a uma quantidade menor de alcatrão junto com o gás, o que é desejável para a proteção do motor. Ainda segundo o mesmo autor, os motores de ignição por centelha, normalmente alimentados com gasolina são capazes de funcionar alimentados unicamente com o gás de gaseificação. Já os motores a diesel podem ser adaptados para funcionar com gás pobre reduzindo o índice de compressão (quando for necessário para evitar autoignição descontrolada do gás).

Os estudos realizados pelo Sridhar *et al.* (2001) na avaliação e desenvolvimento de MCIA acionados com gás de gaseificação de biomassa, abriu as possibilidades de adaptação de motores a gás comercialmente disponíveis para obtenção de energia elétrica a larga escala. Neste sentido os pesquisadores afirmam que as perdas de potências obtidas (na faixa 20 - 30%) dadas as características do gás de gaseificação (baixa densidade energética e baixa relação molar produtos/reagentes) são compensadas pelas reduções das emissões de gases tóxicos (NO_x e SO_x), em comparação com outros combustíveis de origem não renovável, além das emissões que acarretam no efeito estufa.

Já segundo os resultados do estudo experimental com MCIA operando com gás de gaseificação realizado por Martínez, (2009b), são necessárias algumas modificações para o funcionamento do MCIA tipo Diesel ciclo Otto para ser usado com gás natural ou gás de gaseificação. Segundo o autor, atenção especial deve ser considerada para a taxa de compressão e rotação de trabalho para regulagem na mistura ar-gás (ponto de ignição do combustível), posto que muitos motores possuem mecanismos próprios de dosagem próprio do motor. Deste modo, é possível garantir uma tensão e frequência constante na geração de eletricidade. O estudo considerou um motor tipo Diesel de quatro tempos adaptado pelo fabricante para trabalhar com gás natural, para uma taxa de compressão de 12, 5:1 e rotações constantes de 1800 rpm.

ZHU *et al.* (2013), realizaram um estudo para o processamento de resíduos da indústria de alimentos (compostos por resíduos de carne/ossos) para a conversão em energia usando gaseificação e motor de combustão interna para geração de energia. O processo de gaseificação

adotando ar como agente gaseificante foi avaliado e modelado numericamente para quantificar os efeitos nas propriedades do gás de gaseificação produzido. O estudo também se concentrou na integração da etapa de secagem na cadeia de conversão (externa ou integrada ao gaseificador *downdraft*). O PCI do gás de gaseificação variou de 5,5 MJ/kg a 6,8 MJ/kg para uma temperatura de processamento típica de gaseificação com ar de 600 °C a 850 °C. Com base nos resultados experimentais para a gaseificação, conseqüentemente, uma abordagem experimental e computacional combinada foi aplicada visando a cadeia ótima de conversão do gás de gaseificação em energia. Para estimar a produção elétrica foram utilizadas especificações para equipamentos de energia fabricados em série disponíveis no mercado. A influência das propriedades do gás de gaseificação na combustão em motores de ignição por centelha foi estudada e comparada ao biogás. A potência elétrica que pode ser gerada variou de 42 kW a 48 kW, em função das condições de gaseificação.

Fiore; Magi e Viggiano (2020) realizaram um estudo de revisão sobre MCIAs alimentados por gás de gaseificação. Foram investigados especificamente, motores de ignição por compressão de combustível duplo, motores de ignição por centelha de carga homogênea e motores de ignição por centelha de injeção direta em condições de operação com gás pobre, tanto do ponto de vista experimental quanto numérico. O estudo concluiu que os motores bicombustíveis são muito atraentes devido à grande economia de diesel e sua menor redução de potência em relação aos motores de ignição por centelha. Altas eficiências com baixas emissões também podem ser obtidas em toda a faixa operacional com o uso de estratégias adequadas (recirculação de gases de escape, controle de reatividade baseado em múltiplas injeções, combustão pré-misturada da região de gás final). Recentemente, esforços têm sido direcionados para a otimização desses motores com técnicas numéricas avançadas.

Por outro lado, Olmos Villalba; Odríguez Acevedo (2014), realizaram um estudo comparativo do ponto de vista econômico para o uso de gás de gaseificação em motores bicombustíveis e Diesel de ignição por centelha. O estudo conclui que a tecnologia de ignição por centelha foi caracterizada por maiores custos de investimento em comparação aos motores bicombustíveis, uma vez que os custos de capital também estavam relacionados ao nível de desenvolvimento de ambas as tecnologias. Por outro lado, custos operacionais mais altos caracterizaram a tecnologia de combustível duplo. Os resultados obtidos para os motores de ignição por centelha apresentaram valores positivos com respeito à geração de potência, variando de 60 kW a 1.640 kW.

A utilização de gás de gaseificação em motores de ignição por centelha de carga homogênea, onde substitui a gasolina ou o gás natural foi estudada por (GOBBATO; MASI;

BENETTI, 2015). O estudo ressalta que a redução do desempenho do motor geralmente ocorre em condições operacionais padrão do motor devido ao abastecimento de gás de gaseificação devido à alta proporção ar-combustível e à baixa densidade de gás de gaseificação, sendo que uma alternativa para esta desvantagem é a injeção direta do combustível na câmara de combustão ou pelo emprego de motores sobrealimentados. O horizonte principal da pesquisa em motores movidos a gás de gaseificação é então representado pela otimização total desses motores e o aprimoramento de modelos numéricos, cujo uso padrão em relação a abordagens experimentais está aumentando rapidamente em contextos acadêmicos e industriais.

BARATIERI *et al.* (2009), analisaram diferentes soluções de plantas especificamente compostas por MCIA que trabalha com o ciclo Otto, sendo realizada uma comparação com usinas de turbinas a gás de ciclo combinado e células de combustível para uso de gás de gaseificação derivado da gaseificação de biomassa em termos de equilíbrio energético e ambiental. A solução de célula de combustível de gás de gaseificação oferece melhores desempenhos (eficiência elétrica de cerca de 45%). Apesar da alta eficiência elétrica do dispositivo, surgiram algumas dificuldades, por exemplo, a maior sensibilidade das células de combustível a contaminantes de gás de gaseificação. Por outro lado, a configuração MCIA é caracterizada por uma significativa fração de energia térmica que, se explorada, permite atingir eficiências energéticas globais superiores a 70%. Deste modo, o uso de gás de gaseificação de biomassa em geradores de energia tradicionais, como MCIA e MTG de ciclo combinado, é uma forma válida de reduzir o impacto ambiental e, portanto, pode promover uma maior difusão do uso de biomassa para produção de energia sendo uma tecnologia mais “pronta para o mercado”, e seria particularmente benéfico explorá-lo para alimentar uma rede de planta de aquecimento urbano. Ademais, os autores ressaltam que o layout da planta com MCIA parece ser adequado para plantas de pequeno porte ($100\text{kW}_{el} - 1000\text{kW}_{el}$), uma vez que a energia térmica produzida pode ser explorada em escala local, evitando a instalação de uma rede extensa e cara de aquecimento urbano. Por outro lado, a planta composta por turbina a gás de ciclo combinado poderia ser razoavelmente dimensionada para tamanhos médios ($10\text{MW}_{el} - 20\text{MW}_{el}$), pois gera principalmente energia elétrica. Tamanhos maiores de plantas raramente são usados devido a problemas relacionados à aquisição e armazenamento de biomassa.

Ademais, uma grande vantagem do uso de gás de gaseificação nos motores de ignição por centelha é a presença de CO e CH₄, bem como alguns diluentes como o CO₂ e N₂ no gás de gaseificação, os quais tendem a incrementar o poder antidetonante do combustível. Portanto, no presente trabalho foi considerado um motor Ciclo Otto de ignição por centelha tendo em

conta que este pode apresentar um bom funcionamento ao ser acionado com gás de gaseificação (BATES; DÖLLE, 2017).

Ribeiro(2007) realizou uma investigação experimental para um sistema integrado por gaseificação de biomassa em leito fixo e geração de energia elétrica utilizando MCI. Foi realizada a análise de emissões no gás de escape do motor. A amostragem indicou que as emissões de NO_x são em geral bem menores do que as emissões associadas ao consumo do sistema utilizando apenas diesel puro. A taxa de redução das emissões utilizando gás de gaseificação apresentou valores que variam entre 73,4 a 92,8%, onde os melhores percentuais foram constatados com o motor operando sob baixas cargas. Ainda segundo o autor, esta redução se deve ao fato do gás de gaseificação possuir quantidades expressivas de nitrogênio, que atua como gás inerte na mistura. O nitrogênio em excesso faz com que os picos de temperatura ocorram em níveis que são inapropriados para a formação de NO_x pelo mecanismo térmico. O estudo também relata que no acionamento do MCI com gás de gaseificação para potências superiores a 14 kW, têm-se menor percentual de emissões de CO_2 se comparadas com o diesel puro. O estudo concluiu que a utilização do gás de gaseificação produzido por gaseificadores do tipo *downdraft*, torna atrativa a operação de grupos geradores diesel destinados a eletrificação de pequenas comunidades isoladas, posto que esta configuração do gaseificador implica na produção de gás relativamente mais limpo, condição desejável no que se refere às concentrações de alcatrão, e deste modo pode-se preservar os componentes do motor. Por outro lado, na ausência de matéria prima e/ou problemas de ordem técnica com o gaseificador, pode-se rapidamente ajustar o motor para operação na condição original.

Ainda com relação à composição dos gases de combustão resultantes da queima de gás de gaseificação em MCI, (BARATIERI *et al.*, 2009) reportam que a composição dos gases de combustão é proporcional à quantidade de ar comburente utilizado nas etapas de queima, portanto, a planta com MCI apresenta a menor concentração de CO_2 por funcionar em condições quase estequiométricas. No entanto, é mais útil comparar o fluxo de massa de CO_2 saindo da planta e, principalmente, as emissões específicas. Além disso, o CO_2 avaliado na saída da planta é gerado por meio de fontes renováveis de energia e então o balanço de emissão deve ser avaliado corretamente com uma análise do ciclo de vida levando em consideração todas as etapas desde a produção da fonte até a sua exploração.

2.5 Avaliação de Ciclo de Vida - ACV

A importância da preservação e gestão ambiental tem sido amplamente discutida, evidenciando principalmente os impactos associados aos produtos de determinados processos, tanto em seus processos de fabricação quanto consumo e descarte final. Tais impactos têm aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos para melhor compreender e lidar com esses fatores. Para tal objetivo, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma destas práticas em desenvolvimento que vem sendo amplamente adotada (ABNT, 2009).

A ACV é um metodologia utilizada para avaliação e quantificação dos impactos ambientais atribuíveis ao ciclo de vida de um produto, processo ou serviço, em que considera todas as fases e atividades desenvolvidas desde a aquisição e a extração de matéria-prima da natureza, através da produção de energia e materiais, manufatura, uso, tratamento até o descarte final dos resíduos gerados (RENÓ, 2011).

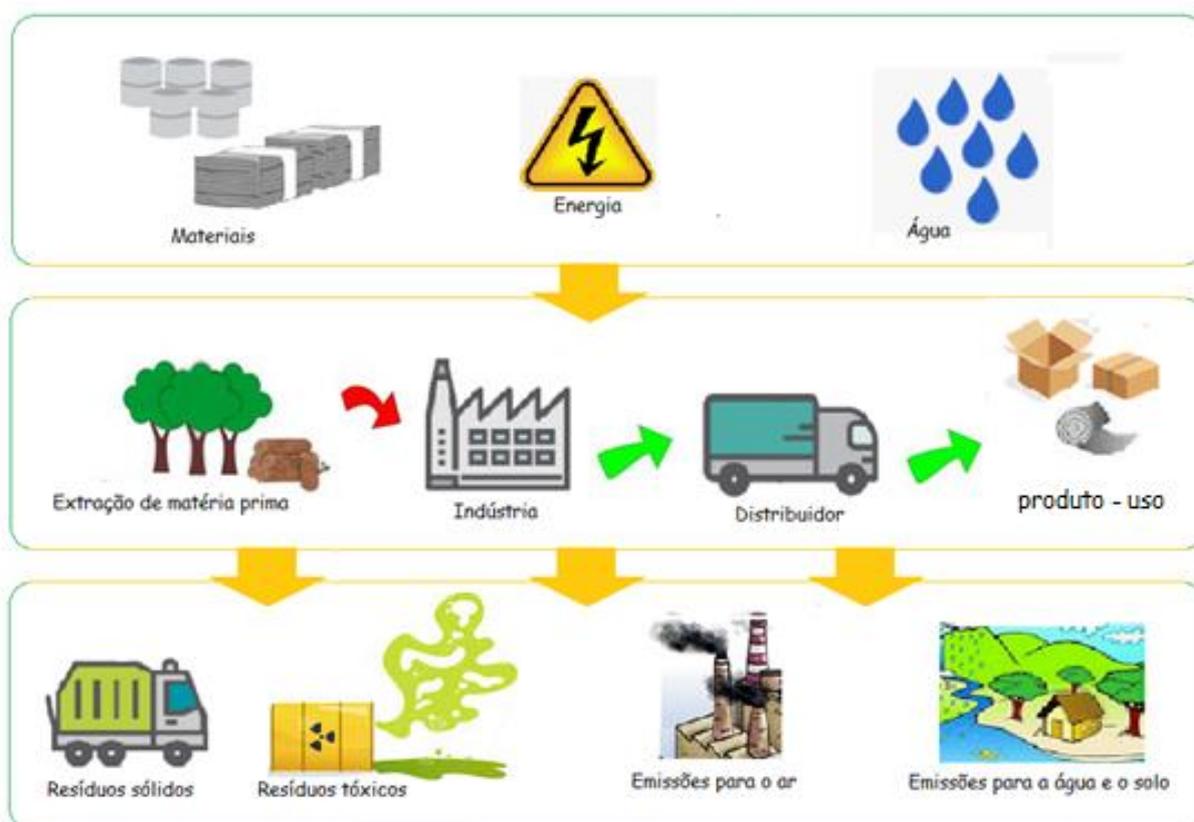


Figura 2.13 - Ciclo de vida de um produto¹.

Fonte: Compilação da autora

¹ Montagem a partir de imagens coletadas via banco de imagens disponível em www.google.com

Conforme apresentado na Figura 2.13, a geração de resíduos sólidos é inerente ao ciclo de vida de um produto. Da mesma forma que o consumo de recursos naturais e materiais. Portanto, a gestão sustentável destes resíduos torna-se indispensável, visando assegurar a manutenção e preservação do meio ambiente, para que este possa fornecer os recursos materiais e energéticos sem estar comprometido, com vistas ao desenvolvimento econômico não apenas baseado em ganhos com a produtividade, mas também com foco na manutenção do equilíbrio ambiental.

Por outro lado, a identificação de aspectos e impactos ambientais decorrentes de uma tecnologia também constitui uma importante contribuição no desenvolvimento e implementação de um sistema de gestão ambiental. Aspectos ambientais podem ser entendidos como os elementos das atividades, produtos ou serviços de uma organização, podendo interagir com o meio ambiente, causando modificações positivas ou negativas como é definido pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004).

A ACV avalia todos os impactos ambientalmente relevantes, bem como possibilita entender as compensações entre os diferentes impactos, tais como as mudanças climáticas, poluição atmosférica, eutrofização acidificação, riscos toxicológicos sobre a saúde humana e os ecossistemas, esgotamento dos recursos naturais, uso da água, uso do solo entre outros, e suas afetações no ambiente natural (LAURIN, 2017). Considerando essa visão e perspectiva sistemática, a transferência de potenciais cargas ambientais entre estágios do ciclo de vida pode ser então identificada e possivelmente evitada (ABNT, 2009). Uma vez conhecidos os impactos causados ao longo do ciclo de vida do produto, será possível desenvolver melhorias na sua concepção, incorporando aspectos ambientais ao processo e conseqüentemente a obtenção de benefícios ambientais.

Conforme preconizado pela ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009), os resultados da ACV podem tornar-se úteis e decisórios para uma variedade de processos, tendo em conta que os resultados dos estudos de ACV podem ter aplicações diretas no desenvolvimento e aperfeiçoamento de produtos, bem como no planejamento estratégico e na elaboração de políticas públicas e em estratégias de marketing. Ademais, os impactos ambientais negativos originados nos processos produtivos exigem cada vez mais o desenvolvimento de estratégias que vão além da otimização de natureza técnica destes processos, tornando-os ambientalmente mais adequados e seguros à saúde humana (MENDES, 2013).

Segundo Renó (2011), a ACV é uma ferramenta técnica importante para identificar oportunidades de melhoramentos dos processos principalmente a nível ambiental, pois considera as várias fases de um sistema produtivo e que pode ser utilizada para diferentes

finalidades, pois as informações coletadas por meio da ACV e os resultados de suas análises e interpretações podem ser úteis para tomadas de decisão, bem como na seleção de indicadores ambientais relevantes para avaliação do desempenho de projetos ou reprojeto de produtos ou processos.

A estrutura, os princípios, os requisitos e as diretrizes que devem constar em um estudo ACV são definidos de acordo com os padrões adotados pelas Normas ISO (traduzido do inglês *International Organization for Standardization*) de números 14.040 e ISO 14.044, as quais são representadas no Brasil pelas normas correspondentes, ABNT NBR ISO 14.040:2009 e ABNT NBR ISO 14.044:2009, elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Assim, o estudo de ACV deve contemplar quatro fases principais: definição do objetivo e escopo, análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), a fase de avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV), e fase de interpretação dos resultados (ABNT, 2009). Essas fases e principais aplicações diretas são apresentadas na Figura 2.14.

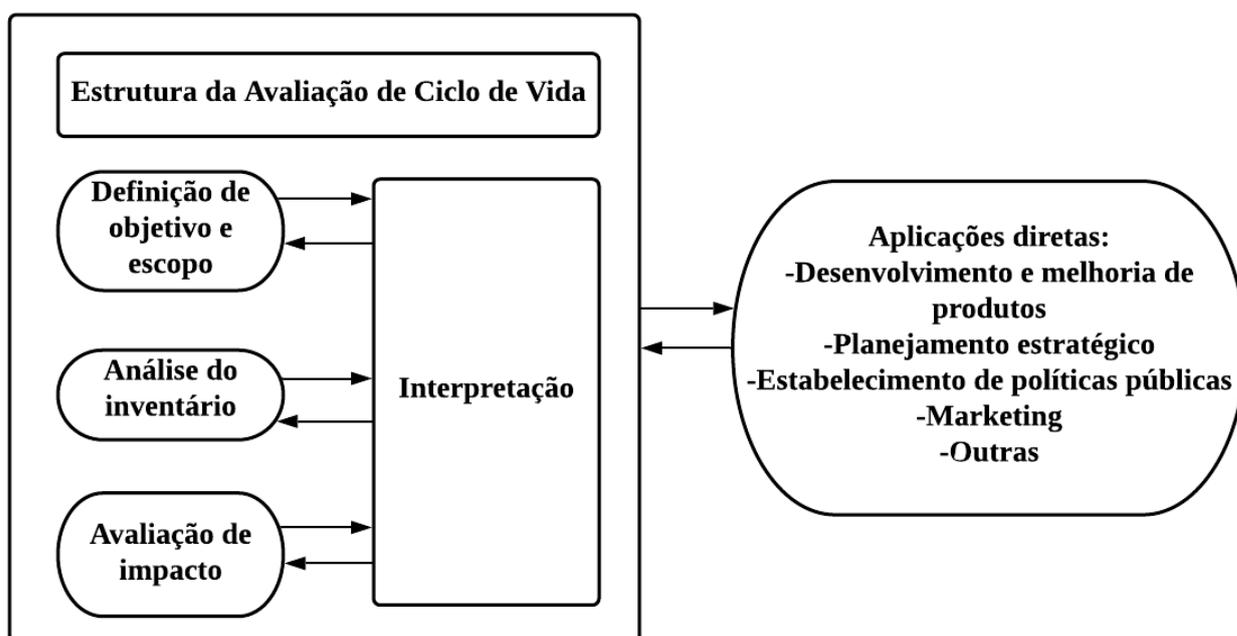


Figura 2.14 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida.

Fonte: Adaptado de (ABNT, 2009).

- 1. Definição de objetivo e escopo.** De acordo com a norma (ABNT, 2009), conforme esquema da estrutura da ACV apresentado na Figura 2.14, nesta fase inicial são definidos o objetivo e escopo de um estudo de ACV, os quais devem ser indicados de forma clara em relação à aplicação pretendida, motivação e público alvo. O

escopo deve ser bem determinado e conciso, de forma a contribuir para o detalhamento do estudo. Nesta etapa é definida a unidade funcional (UF) adotada, as fronteiras/limites do sistema, as estimativas e limitações e os métodos de alocação que serão usados e as categorias de impacto que serão avaliadas. A UF tem por objetivo proporcionar uma unidade de referência para a qual os dados de inventário são normalizados (ROY *et al.*, 2009). Os limites de um sistema definem o que uma determinada avaliação irá considerar, portanto, a análise comumente utilizada é denominada do berço ao túmulo (*Cradle to Grave*), pois abrange todos os estágios do ciclo de vida de um produto. Já outra análise é possível considerando desde o processo de extração da matéria-prima até a produção de berço ao portão (*Cradle to Gate*). Já o estudo que irá analisar somente os impactos de fabricação tem os limites definidos do portão ao portão (*Gate to Gate*). A análise que compreende a fase de uso até o descarte final é denominada *Gate to Grave*. A Figura 2.15 apresenta algumas análises que podem ser consideradas em um estudo de ACV.

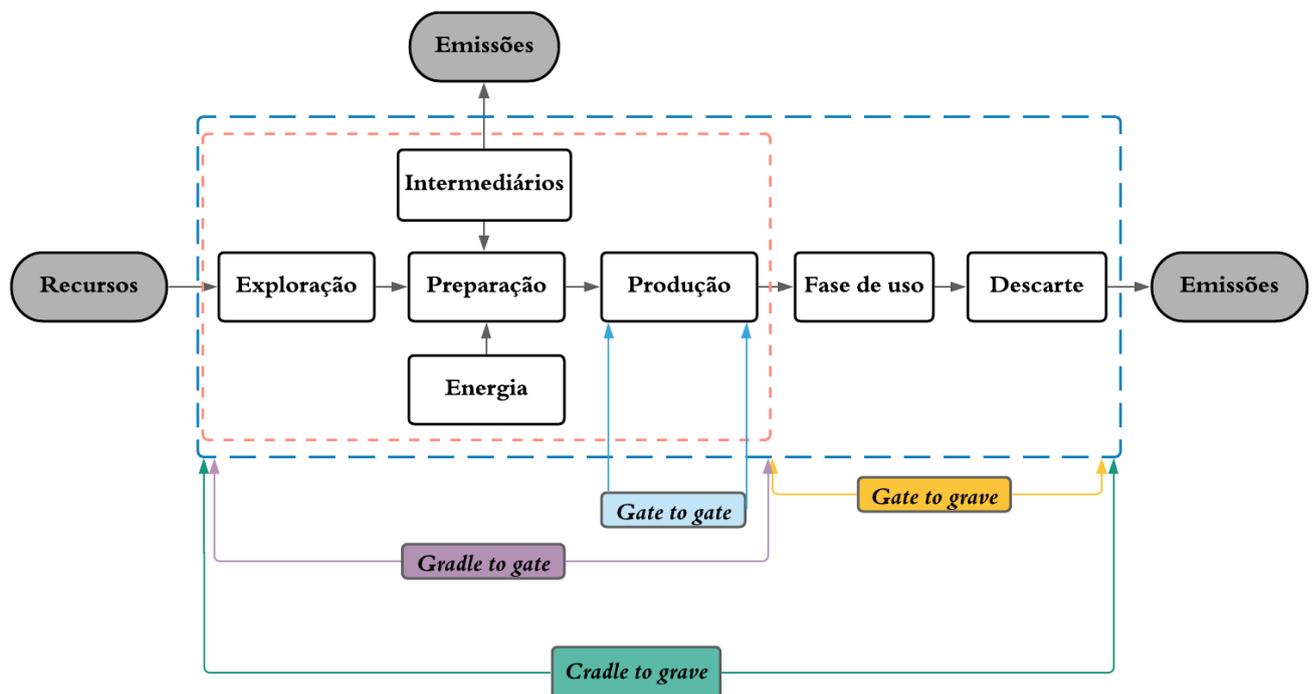


Figura 2.15 - Limites que comumente são considerados em estudos de ACV.

Fonte: Adaptado de (CARRILLO *et al.*, 2018)

2. Inventário do ciclo de vida (ICV). Esta fase envolve a coleta de dados e cálculos referentes aos fluxos de massa e energia que entram e que saem (*inputs e outputs*) das diversas etapas do ciclo de vida do produto em relação à UF e à fronteira estabelecidos para o sistema.

Nesta etapa devem conter fluxo de poluentes, materiais e recursos que serão apresentados de forma quantificada para que, após o tratamento, possibilitem a obtenção dos impactos ambientais e posteriormente a avaliação desses impactos. Os resultados obtidos nesta fase são utilizados na fase seguinte, Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), e servirão como suporte com relação às configurações do escopo inicial, bem como para possíveis alterações neste que surgirem ao longo do estudo. Os elementos obrigatórios dessa fase são: seleção das categorias de impacto, classificação e caracterização e os elementos opcionais: normalização, ponderação, agrupamento e análise adicional da qualidade dos dados segundo a norma ISO 14040 (ABNT, 2009). A etapa de seleção de categorias de impactos, de acordo com o objetivo e escopo definidos, constitui a identificação das preocupações ambientais, bem como as categorias e os indicadores que serão utilizados, tendo em conta que na etapa seguinte as entradas e saídas do inventário que contribuem para causar o impacto ambiental serão classificadas de acordo com o problema, ou seja, os dados do inventário serão correlacionados com as categorias de impacto selecionadas (PIEKARSKI; FRANCISCO, 2013).

3. Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV). Na fase AICV é calculado o impacto resultante de cada item contabilizado no inventário, em que os fluxos definidos são convertidos em impactos sendo associados em categorias de impacto específicas e indicadores ambientais relacionados à saúde humana, meio ambiente e esgotamento de recursos, sendo quantificados por meio de *softwares* e diferentes avaliações para compreensão dos resultados em função do objetivo de estudo (MENDES, 2013). Desta forma, são considerados elementos indispensáveis da AICV as seguintes etapas (ABNT, 2009):

- Seleção das categorias de impactos, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- Correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação).
- Cálculo dos resultados dos indicadores de categorias (caracterização);

Segundo Cavalett *et al.* (2013), a seleção de categorias de impacto consiste no primeiro passo, onde as categorias de impactos ambientais de relevância para o estudo são definidas. Em seguida, ocorre a etapa de classificação, na qual o consumo de recursos e as emissões de substâncias relacionadas no inventário são atribuídos às categorias de impacto de acordo com sua capacidade de contribuir para diferentes problemas ambientais. De acordo com o ILCD Handbook (2010), os resultados da AICV devem ser calculados separadamente, por categoria de impacto, multiplicando a quantidade de cada fluxo elementar contribuinte por seu fator de

caracterização. Existem ainda algumas etapas opcionais as AICV, conforme é apresentado na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Etapas opcionais da AICV

Etapa da AICV	Descrição
Normalização	Expressa a magnitude das pontuações de impacto numa escala que é comum a todas as categorias de impacto.
Ponderação	Definida como fatores que indicam a relevância que diferentes categorias de impacto ou áreas de proteção podem ter, indicando os impactos com valor global.
Agrupamento	Consiste em agrupar e hierarquizar diversas categorias de impacto na mesma unidade.
Análise da qualidade dos dados	É aplicada para um melhor entendimento da confiabilidade dos resultados dos indicadores.

Fonte: Adaptado de (FLORINDO *et al.*, 2015).

4. Interpretação. A partir dos resultados obtidos da avaliação do ICV e AICV busca-se a identificação das questões significativas do estudo, como por exemplo a definição das limitações, conclusões e recomendações do estudo. Portanto, nesta etapa, devem ser consideradas todas as informações em conjunto, com verificações de integridade, sensibilidade e consistência dos dados obtidos (ABNT, 2009). O resultado da interpretação pode ser uma conclusão que servirá como uma recomendação para a tomada de decisão, que normalmente considera os impactos ao meio ambiente e recursos juntos com outros critérios de decisão, como aspectos econômicos e sociais. A fase de interpretação tem como objetivo satisfazer os requisitos de aplicações previstos no estudo de ACV, responder questões colocadas na definição de metas e desenvolver recomendações de maneira compreensível para ajudar o usuário a avaliar as conclusões e limitações de seu estudo de ACV, desse modo, a vinculação entre a ACV e outras técnicas de gestão ambiental torna-se viável (MENDES, 2013).

2.5.1 Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida - AICV

Os modelos de caracterização de impacto são conhecidos como métodos para a avaliação do impacto de ciclo de vida (AICV) e apresentam características individuais específicas, podendo ser classificados em duas categorias de acordo com sua abordagem:

midpoint e *endpoint* (CAVALETT *et al.*, 2013). De acordo com estes autores, ao nível *midpoint* (ponto médio), todas as substâncias referentes ao AICV possuem características que não representam as consequências finais sobre o percurso ambiental das emissões listadas no inventário do ciclo de vida (ICV), mas são indicadores de impacto em potencial. Ademais, a relevância ambiental nos *midpoints* é geralmente apresentada na forma de relações qualitativas, estatísticas entre outros. Já a modelagem *endpoint* (ponto final), consiste basicamente em caracterizar a gravidade ou as consequências de categorias de impacto de ponto médio, ou seja, quantificar as consequências finais das externalidades nas respectivas áreas de proteção, para providenciar mais perspectivas ao decisor, sem que haja a necessidade de lidar separadamente com a relevância ambiental dos indicadores de categoria, uma vez que os indicadores são selecionados ao nível dos *endpoints*, tornando-se assim mais compreensíveis ao decisor. Em síntese, estes mecanismos ambientais consistem num dado número de processos ambientais, nos quais se podem distinguir as intervenções ambientais, as categorias *midpoint*, as categorias *endpoint* e as áreas de proteção.

Para este estudo, foi realizado um levantamento bibliográfico com enfoque na identificação dos principais métodos de atribuição de impacto utilizados para a ACV. Foram consultados mecanismos de buscas das plataformas *Science Direct*, *Scopus* e *Google Scholar*.

Neste contexto, no que se refere à temática métodos para a AICV, alguns trabalhos relacionados são citados a seguir:

Mendes (2013) realizou uma revisão dos métodos de AICV e identificou 13 métodos desenvolvidos majoritariamente em países da Europa e utilizados em todo o mundo, inclusive no Brasil. Dentre esses métodos foram reconhecidos aqueles que apresentam escopo de aplicação global de suas categorias de impacto, sendo recomendados para uso no Brasil, os quais também são listados por ILCD handbook (2010), sendo estes: CML 2002, Eco-indicator 99, Ecological Scarcity, EDIP 2003, EPS 2000, IMPACT 2002+, LIME, LUCAS, MEEuP, ReCiPe, TRACI, USEtox e Impact world+.

De acordo com Florindo *et al.* (2015), pode-se considerar o IMPACT 2002+, o ReCiPe e o Swiss Ecoscarcy/Ecological scarcity como os métodos de AICV mais completos, por abrangerem em grande escala as categorias de impacto *midpoints* e *endpoints*. Uma breve descrição do método ReCiPe utilizado neste estudo, apresentando suas principais características quanto à abrangência, delimitação e utilização é apresentada na sequência.

O método ReCiPe foi criado em 2008 e tem sido periodicamente atualizado desde a sua publicação. O ReCiPe foi desenvolvido pelo RIVM (*National Institut for Public Health and Environment – Netherlands*), *University of Leiden*, *PRé Consultants* e *Radboud Universiteit*

Nijmegencom com o objetivo de integrar e harmonizar abordagem orientada para os problemas ambientais a partir dos métodos Eco-indicator 99 e CML 2002 abrangendo as categorias ao nível intermediário (*midpont*) e final (*endpoint*). Na metodologia ReCiPe são consideradas as seguintes categorias de impactos ambientais associadas às três categorias de danos: Categoria de danos à Saúde Humana (em *DALY - disability-adjusted life year*): Mudanças Climáticas; Depleção de Ozônio; Toxicidade Humana; Formação fotoquímica; Material Particulado; Radiação Ionizante; Categoria de danos aos Ecossistemas (em espécies.ano): Mudanças Climáticas Ecossistemas; Acidificação Terrestre; Eutrofização Água; Ecotoxicidade Terrestre, Ecotoxicidade Água e Ecotoxicidade Marinha; Transformação da Terra Natural; Ocupação da Terra Agrícola e Urbana; Categoria de danos de Consumo de Recursos (em unidade monetária \$): Depleção de Recursos Minerais; Depleção de Combustíveis Fósseis (GOEDKOOPE et al., 2009a).

Para o nível de *midpoint*, são compreendidas 18 categorias de impactos, a saber: mudança climática, depleção de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização aquática de água doce, eutrofização aquática marinha, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de material particulado, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade aquática de águas superficiais, ecotoxicidade aquática marinha, radiação ionizante, uso do solo agrícola, uso do solo urbano, transformação de terra natural, esgotamento de recursos fósseis, esgotamento de recursos minerais e esgotamento de recursos de água doce. As categorias de impacto final (*endpoint*) são, por outro lado, os danos na saúde humana, na diversidade dos ecossistemas e na disponibilidade de recursos. O método apresenta fatores de normalização (indicadores *midpoint* e *endpoint*) e de ponderação (indicadores *endpoint*). O método ReCiPe tem escopo de aplicação global para as categorias de impacto mudança climática, destruição da camada de ozônio e consumo de recursos e escopo de aplicação válido para a Europa para as demais categorias de impacto (MENDES; BUENO; OMETTO, 2015).

A Avaliação do Ciclo de Vida visa proporcionar uma visão abrangente dos impactos no meio ambiente, entretanto, nem todos os tipos de efeitos são igualmente abrangidos pelos diferentes tipos de métodos de AICV. Isso porque, conforme apontam Finnveden *et al.*(2009) a dificuldade da falta de dados deve permanecer por muito tempo, em relação a substâncias específicas, já que a sociedade lida com uma infinidade de produtos químicos dos quais possui conhecimento limitado. Por outro lado, pesquisas voltadas para este cenário devem ser incentivadas com vistas ao fornecimento de dados de qualidade.

Uma comparação das metodologias de AICV de acordo com o escopo de suas categorias de impacto é apresentada na Tabela 2.3, identificando as convergências e divergências de cada

metodologia. Em relação às categorias de impacto apresentadas, nota-se que mais da metade dos métodos de avaliação de impacto existentes abordam categorias *midpoint*, no entanto, pouca atenção é dada às categorias que avaliam critérios de ruídos e acidentes. Dentre os *endpoint*, os danos dos ruídos à saúde humana e da água para os recursos naturais, são quase inexplorados pelas metodologias presentes.

Tabela 2.3 - Comparação dos métodos de AICV

Categorias de impacto <i>midpoint</i>	CML 2002	Eco-indicador	EDIP 97	EDIP 2003	EPS 2000	Impact 2002+	LIME	Lucas	ReCiPe	Swiss	TRACI	MEEuP	USEToX
Mudanças climáticas	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
Destruição da camada de ozônio	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
Toxicidade humana	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
Radiação ionizante		X				X		X	X	X			
Formação de ozônio fotoquímico	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
Acidificação	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
Eutrofização terrestre	X	X	X	X		X		X		X			
Eutrofização aquática	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
Ecotoxicidade	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
Uso da terra	X	X				X	X	X	X	X	X		
Consumo de recursos	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	
Ruído				X									
Acidentes						X							
Saúde humana		X				X	X		X	X			X
Mudanças climáticas, danos <i>midpoint</i>					X	X			X	X			
Destruição da camada de ozônio					X	X			X	X			
Toxicidade humana, inclusive no local de trabalho					X	X			X	X			X
Radiação ionizante									X	X			
Formação de ozônio fotoquímico					X				X	X			
Ruído					X				X				
Meio ambiente		X			X	X	X		X				
Mudanças climáticas, danos <i>midpoint</i>					X	X			X	X			
Acidificação					X	X			X	X			
Eutrofização terrestre e aquática					X	X			X	X			
Ecotoxicidade terrestre e aquática					X	X			X	X			
Uso da terra					X	X			X				
Fontes naturais	X	X	X	X	X	X	X		X	X			
Energia				X	X	X			X	X			
Minerais				X	X	X			X				
Água				X						X			

Fonte: Adaptado de (FLORINDO *et al.*, 2015)

Dentre os vários métodos descritos na literatura, tendo em conta que estes precisam ser testados e avaliados Owsianiak *et al.*(2014), estes apontam que além de impactos tóxicos sobre a saúde humana e os ecossistemas, todas as metodologias de atribuição de impacto devem listar as entradas mais significantes para os resultados. Contudo, foi possível observar que as metodologias apresentadas neste estudo evidenciaram algumas limitações quanto ao uso da água e a sua escassez, assim como alguns aspectos que interferem na saúde humana, e que devem ser melhor trabalhados pelos métodos de AICV. Não obstante a atribuição de impacto ao uso de água (com o objetivo de identificar a pegada hídrica de um produto) e os impactos ambientais ao ecossistema têm sido relatados como uma das principais limitações dos atuais métodos de AICV (ARBAULT *et al.*, 2014).

Considerando-se as principais diferenças entre os métodos de AICV listados neste trabalho, é interessante destacar que estas dependem de algumas suposições fundamentais, conforme evidenciado por Florindo *et al.* (2015), tais como: os métodos de avaliação do impacto centrados principalmente na melhoria de suas bases de dados, especialmente a modelagem dos impactos na saúde humana, do aquecimento global, mudanças de tecnologia para recursos escassos, a relação causal entre o uso da terra humana, ocupação da terra, e de transformação de terra, e o tempo de relaxamento para áreas naturais.

Avaliar o impacto das externalidades geradas de uma determinada atividade consiste em uma das fases mais importantes da ACV. No entanto, torna-se uma atividade difícil, uma vez que existem vários métodos de atribuição de impacto e que devem ser selecionados de acordo com o objetivo do estudo. Cada método de AICV possui uma particularidade, um objetivo e um escopo diferente, portanto, as características e os objetivos pretendidos é que determinarão a escolha, que será crucial para que os resultados obtidos apresentem maior confiabilidade (ARBAULT *et al.*, 2014).

De acordo com Florindo *et al.* (2015), os métodos de avaliação do impacto Eco-Indicator 99 e ReCiPe2008 são comparados com relação à importância relativa de que eles atribuem às diferentes categorias de impacto a *midpoint*. A comparação é feita por meio de uma valorização monetária comum dos três indicadores que são comuns aos três métodos: o bem-estar humano, a natureza e recursos. Ainda segundo os autores, o método ReCiPe 2008 avalia o impacto de uma utilização de recursos adicionais pelo aumento marginal nos custos futuros de extração, assumindo que não há substituição de recursos. Já o EPS apresenta-se como um método que considera unicamente categorias de impacto *endpoint*, enquanto que LUCAS, TRACI e MEEuP tratam somente de categorias *midpoint*. A Tabela 2.4 apresenta uma síntese

dos principais métodos de AICV utilizados conforme dados obtidos no levantamento bibliográfico.

Tabela 2.4 - Principais métodos de AICV utilizados.

Método	Abordagem	Finalidade do método	Origem
CML 2002	Predominantemente <i>midpoint</i>	Fornecer melhores práticas para os indicadores <i>midpoint</i> para a operacionalização da série de Normas da ISSO 14040:2009.	Holanda
Eco-Indicador 99	Predominantemente <i>midpoint</i>	Desenvolver um método <i>endpoint</i> , que pode ser usado em qualquer ACV, com atenção especial para a facilitação do painel ponderação.	Holanda
EDIP97/EDIP2003	Predominantemente <i>midpoint</i>	EDIP97 – Apoiar a análise ambiental e síntese de produtos para a ACV industriais, abrangendo três áreas: meio ambiente, recursos e ambiente de trabalho. EDIP 2003 – Fornecer categorias de impactos não abordadas pelo EDIP97.	Suíça
EPS 2000	<i>endpoint</i>	Auxiliar designers e desenvolvedores de produtos na tomada de decisão.	Suécia
Impact 2002+ Impact World+	<i>midpoint/endpoint</i>	Impact 2002+ – Proporcionar uma abordagem combinada, ligando todos os tipos de intervenções às categorias de dano: saúde humana, qualidade dos ecossistemas, alterações climáticas e de recursos. Impact World+ – Proporcionar uma avaliação de impacto regionalizada cobrindo todo o mundo. Os modelos de caracterização são uma atualização dos modelos existentes nos métodos Impact 2002+, EDIP e LUCAS. A escala espacial considerada é definida em torno dos parâmetros de modelagem mais sensíveis e espacialmente variáveis, tais como bacias para impactos do uso da água ou biomas para impactos do uso da terra.	Suíça
LIME	Predominantemente <i>midpoint</i>	Desenvolver categorias <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> e fatores de ponderação que reflitam as condições ambientais do Japão.	Japão
LUCAS	<i>midpoint</i>	Desenvolver metodologia adaptada ao contexto canadense.	Canadá
ReCiPe	<i>midpoint/endpoint</i>	Combinar metodologias <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> de maneira consistente.	Holanda
Swiss Ecotoxicity ou Ecological scarcity	<i>midpoint/endpoint</i>	Fornecer caracterização e fatores de ponderação de várias emissões e extrações com base em metas de políticas públicas.	Suíça
TRACI	<i>midpoint</i>	Desenvolver um método de avaliação de impacto que represente as condições nos EUA e que seja em consonância com a política de EPA.	Estados Unidos
MEEuP	<i>midpoint</i>	Fornecer uma metodologia que permita avaliar o grau de consumo de energia pelos produtos, com base nos critérios da Ecodesign of EuP Directive 2005/32/EC.	Holanda
USETox	<i>midpoint/endpoint</i>	Fornecer elementos de caracterização para a toxicidade humana e a ecotoxicidade da água doce na ACV.	Canadá, Estados Unidos, Suíça, Dinamarca França

Fonte: Adaptado de (FLORINDO *et al.*, 2015).

No que diz respeito ao escopo de aplicação para os métodos de AICV, nota-se que a maioria dos métodos apresentados neste trabalho foram criados considerando escopos regionais específicos, conforme sua origem, embora sejam aplicados em diferentes partes do mundo, incluindo-se o Brasil. Por não existirem métodos desenvolvidos especificamente para o contexto brasileiro nem para a América do Sul, buscou-se fornecer subsídios para a aplicação, no Brasil, dos métodos de AICV disponíveis com nível de avaliação de impacto combinado e abrangência de aplicação global, conforme sugerido por (FLORINDO *et al.*, 2015). Segundo o estudo realizado por Renó (2011), as metodologias complementares para a realização da AICV desenvolvidas ao longo dos anos mais utilizadas nos estudos de ACV são majoritariamente desenvolvidos na Europa, portanto, suas aplicações são factíveis em todo o mundo.

2.5.2 Softwares de apoio para realizar um estudo de ACV

Diferentes *softwares* de apoio foram desenvolvidos para auxiliar na execução de um estudo de ACV, possibilitando o processamento dos dados mais simples, bem como, facilitar o gerenciamento de grande quantidade de dados, assegurando cálculos mais confiáveis e relatórios finais mais sólidos (CARRILLO *et al.*, 2018). A Tabela 2.5 apresenta alguns dos principais *softwares* para realizar um estudo de ACV, no entanto existem outras ferramentas de apoio, sendo estas reportadas nos trabalhos de (CAMPOLINA, SIGRIST *et al.* 2015; RIBEIRO, 2009). Dentre os *softwares* de apoio, mais utilizados para um estudo de ACV, conforme os apresentados na Tabela 2.5, cita-se o SimaPro®, como ferramenta de auxílio nas tomadas de decisões, sendo possível a análise comparativa de diversos produtos, principalmente os que apresentam ciclos de vida complexos, como exemplo têm-se os RSU analisados neste trabalho.

O *software* SimaPro, lançado em 1990, foi desenvolvido pela PRE-consultants da Holanda, sendo uma ferramenta computacional muito utilizada no mercado por instituições privadas e educacionais, e que permite a realização da ACV completa para um produto ou serviço conforme especificações estabelecidas pelas normas ISO 14040.

O programa é dividido em dois componentes principais: uma base de dados de inventários e uma base de dados de avaliação. Ambas as bases de dados já contêm muita informação, no entanto estas podem ser ampliadas, modificadas e ou criadas pelo usuário. Já a informação no SimaPro encontra-se organizada em projetos, os quais podem incluir diversos ciclos de vida de um ou vários produtos e cujos processos podem ser extraídos das várias bases de dados disponíveis no programa, que se encontram organizadas em: materiais, energia,

transportes, processamento, uso, cenário de resíduos e tratamento de resíduos (OCAMPO BATLLE *et al.*, 2020).

Tabela 2.5 - *Softwares* de apoio para um estudo de ACV.

Nome	Descrição	País de origem
BEES 3.0	Do inglês “ <i>Building for Environmental and Economic Sustainability</i> ” Tem aplicação no setor de construção civil para avaliar o desempenho econômico e ambiental.	Estados Unidos
ECO-it 1.4	Dispõe de informações ambientais para metais, plásticos, papel e vidro e dados referentes à produção desses materiais, atividades de transporte, energia e tratamento de resíduos.	Holanda
GaBi	Aplicado na avaliação de aspectos ambientais, sociais, econômicos, processos e tecnologias relacionados ao ciclo de vida de um produto, sistema ou serviço. Contém o banco de dados Gabi, além do banco de dados do ecoinvent.	Alemanha
GREET Model	Do inglês “ <i>Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation</i> ” Possibilita a avaliação de diferentes combinações de motores e combustíveis.	Estados Unidos
IDEMAT	Empregado na escolha de materiais no processo de <i>design</i> , fornece um banco de dados com informações técnicas sobre materiais, processos e componentes.	Holanda
KCL-ECO	Esse <i>software</i> geralmente é aplicado em estudos que apresentam sistemas com muitos fluxos de processos incluindo recursos gráficos, procedimentos de alocação e avaliação de impacto (caracterização, normalização e ponderação).	Finlândia
LCAPIX	Propicia a combinação entre o estudo de ACV e atividades baseadas no custo, assim possibilita que as empresas possam garantir a conformidade ambiental e a rentabilidade sustentada.	Estados Unidos
REGIS	Utilizado na melhoria do desempenho ambiental das empresas de acordo com a ISO14031 - Gestão ambiental - Avaliação de desempenho ambiental - Diretrizes.	Suíça
SimaPro	É o <i>software</i> mais utilizado para um estudo de ACV, auxiliando nas tomadas de decisões. A partir do mesmo é possível comparar e analisar diversos produtos, principalmente os que apresentam ciclos de vida complexos.	Holanda
SPOLD Data Exchange Software	Aplicado para criar, editar, importar e exportar dados no formato SPOLD’99.	Dinamarca
Umberto	É aplicado o para visualizar fluxogramas de materiais e energia de tal forma que possibilite otimizar processos produtivos, reduzindo recursos de materiais e energia.	Alemanha

Fonte: Adaptado de (CARRILLO *et al.*, 2018).

2.5.3 Revisão de trabalhos de ACV para o tratamento termoquímico de RSU/CDR

Em geral, os estudos de ACV englobam a verificação dos impactos ambientais do ciclo de vida das tecnologias empregadas no tratamento dos resíduos, e, portanto, também possibilita analisar o perfil ambiental de gerenciamento dos RSU (FALESCHINI, *et al.* 2016; LOCKREY, *et al.* 2018; ROSADO *et al.* 2017).

Alguns estudos de ACV foram realizados para a avaliação ambiental de cenários de gestão de RSU com recuperação energética e são apresentados a seguir.

Behrooznia *et al.* (2018), analisaram o uso de energia, demanda de exergia e perfis ambientais de dois sistemas de gestão de RSU (aterro e compostagem-aterro) em Rasht, uma cidade do Irã, estimando as emissões ambientais diretas e indiretas utilizando a metodologia ACV. As emissões ambientais do sistema aterro mostraram grandes impactos provenientes do transporte, uso de maquinário e combustível, enquanto o sistema compostagem-aterro foi afetado pelo transporte, maquinário, uso de combustível, rendimento de composto e eletricidade.

Lee, Han e Wang (2017), desenvolveram um método para avaliar as emissões de GEE provenientes da disposição de RSU em aterro convencional sem coleta do gás de aterro (LFG-*landfill gas*) com as emissões da geração de eletricidade a partir do LFG. Os autores concluíram que a geração de eletricidade a partir do LFG ajuda a reduzir indiretamente as emissões de GEE, e a redução do uso de fontes de energia convencionais.

Assamoi e Lawryshyn (2012), avaliaram o desempenho ambiental e os custos da incineração e aterramento de RSU utilizando a metodologia ACV e considerando outras estratégias para o aproveitamento de RSU como a reciclagem de material orgânico e inorgânico. No estudo dois cenários foram avaliados, no primeiro cenário os resíduos não aproveitados foram depositados em aterro, e no segundo cenário, aproximadamente 50% dos resíduos foram incinerados e o restante depositado em aterro. Os resultados mostraram que as estratégias de aproveitamento foram mais eficazes na redução da fração orgânica contida nos RSU. Portanto, o cenário dois teve um melhor desempenho ambiental e contribuiu de maneira geral para a redução nas emissões de GEE, no entanto, a um custo sensivelmente maior.

As condições climáticas nos aterros e a eficiência da coleta do biogás, foram analisadas por Lee, Han e Wang (2017), em termos de incremento nas emissões de GEE. Os autores concluíram que as emissões de CH₄ numa base de CO_{2eq} são o maior contribuinte de emissões de GEE do processo de disposição final de RSU em aterro, devido a seu alto potencial de

aquecimento global (PAG). A fim de reduzir as emissões de GEE dos aterros, os operadores do aterro podem optar por coletar e queimar ativamente CH₄.

Beylot *et al.* (2018), realizaram um estudo do desempenho ambiental do setor de incineração de RS na perspectiva do ciclo de vida, utilizando um modelo baseado em dados operacionais relativos a 90 usinas, representando 73% da massa total de RSU anualmente incinerados na França. Os autores concluíram que a incineração com recuperação de energia (calor e eletricidade) traz maiores benefícios ambientais em termos de mudanças climáticas como a redução de óxido de nitrogênio (NO_x), comparados com a incineração de RSU sem recuperação de energia.

Wang *et al.* (2018), consideraram a comparação de três cenários alternativos para uma usina de incineração existente na cidade de Yibin, na China: cenário A: o subsistema de incineração + o subsistema de aterro sanitário; cenário B: o subsistema de incineração + o subsistema de produção de tijolos de pavimentação de concreto usando; cenário C: o subsistema de incineração + o subsistema de produção de tijolos não queimados. O estudo concluiu que o cenário B tem o maior custo, enquanto o cenário A tem o menor custo entre os três cenários. No entanto, os autores ressaltam a preocupação com o desempenho dos sistemas de incineração de RSU, haja vista que os sistemas de tratamento de poluição existentes nestas usinas não são capazes de remover todos os contaminantes, acarretando em problemas ambientais secundários, como as emissões diretas de poluentes ao ar e à água. Para tanto, devem ser preconizadas aquelas tecnologias de reaproveitamento de resíduos com elevados benefícios econômicos e ambientais.

Em geral, a incineração dos RSU é economicamente inviável, uma vez que a fração orgânica dos resíduos pode conter cerca de 60% de umidade, podendo acarretar em elevados custos de investimento, operação e manutenção, sendo então uma opção pouco atrativa para países em desenvolvimento, como o Brasil (NOGUEIRA, 2015). Também pode requerer outros custos de implantação em função da necessidade de equipamentos de controle das emissões gasosas, como Dioxinas e Furanos (QUINA *et al.*, 2012).

Wang, Wang e Shahbazi (2015), realizaram a análise ambiental de uma planta de pirólise que utiliza RSU localizada na Carolina do Norte. Os resultados da ACV indicaram que o potencial de aquecimento global (PAG), potencial de acidificação (PA), potencial de toxicidade humana (PTH) e potencial de formação de ozônio fotoquímico (PFOF) provêm principalmente da produção de bio-óleo com um percentual de 32,8%, 59,4%, 98,2% e 99,8%, respectivamente do total de potenciais gerados em todo o processo. De acordo com o estudo, a principal fonte de potencial de destruição da camada de ozônio e potencial de ecotoxicidade

terrestre é a eletricidade para a produção de bio-óleo. A emissão do potencial de eutrofização é principalmente proveniente da exaustão da operação do veículo a diesel. Ademais, os autores compararam os potenciais de impacto da pirólise de RSU com os de outras três alternativas: digestão anaeróbica, incineração e aterro. Os resultados mostraram que a pirólise rápida de RSU causa o menor impacto ambiental em relação à disposição de RSU em aterro.

Sipra, Gao e Sarwar (2018), estudaram a co-pirólise de diferentes componentes do RSU para a obtenção de um combustível com alto PCS. Os autores concluíram que a diversidade dos resíduos que compõem os RSU (principalmente plásticos) produzem combustíveis com poder calorífico comparável aos dos combustíveis fósseis convencionais, no entanto, apresenta como desvantagem redução no reaproveitamento de resíduos por meio da reciclagem.

Como a composição dos RSU varia para cada região, portanto, métodos de pré-tratamento como secagem e trituração são bastante necessários para a pirólise, elevando os custos associados ao processo. Um sistema adequado precisa ser desenvolvido com técnicas eficientes de pré-tratamento, para uma melhor classificação dos RSU (ZHOU *et al.*, 2010). Além disso, melhores resultados são obtidos a partir da instalação de usinas de pirólise que incluam sistemas de gaseificação para operação em nível comercial, sendo as unidades de tratamento de RSU de grande escala projetadas para atender à grandes demandas relacionadas ao descarte de RSU (MALKOW, 2004).

Com relação ao desempenho ambiental da tecnologia de gaseificação para o tratamento dos RSU em relação às tecnologias já mencionadas, cita-se a seguir alguns estudos comparativos realizados.

A gaseificação de RSU apresenta um melhor desempenho ambiental que a incineração, como foi reportado por (DONG *et al.* 2018a), que realizaram um estudo comparativo entre uma planta de WtE baseada em gaseificação na Finlândia, incineração de grade mecânica na França e incineração de leito fluidizado circulante na China utilizando a metodologia ACV. Os autores concluíram que o processo de gaseificação apresenta melhor desempenho ambiental, devido à redução das emissões no processo e por obter uma maior eficiência na recuperação de energia pela utilização de vapor superaquecido.

Evangelisti *et al.* (2015), compararam a gaseificação com plasma, pirólise rápida e gaseificação com combustão de gás de gaseificação, com tratamentos convencionais para RSU, tais como aterro e incineração, ambos com produção de eletricidade. Os melhores resultados correspondem ao processo de gaseificação com plasma, o qual tem um menor impacto quanto ao PAG e PA em relação ao aterro, devido a menores emissões de CH₄ provenientes da matéria

orgânica aterrada, bem como menor impacto de acidificação em comparação à incineração, devido às maiores emissões de dióxido de enxofre (SO₂) associadas à tecnologia de incineração.

Dong *et al.* (2018b), estudaram sete cenários que envolvem conversão térmica de RSU (pirólise, gaseificação, incineração) e recuperação de energia (ciclo a vapor, turbina a gás/ciclo combinado, motor de combustão interna) utilizando a metodologia ACV. Os resultados da análise teórica demonstraram que a gaseificação com o fornecimento do gás de gaseificação a uma turbina a gás/ciclo combinado, tem o potencial de diminuir as cargas ambientais pelas reduções nas emissões do processo em geral, além de apresentar uma melhor eficiência energética atribuída à limpeza do gás produzido.

Comparando as tecnologias de tratamento térmico, observa-se que a incineração envolve a combustão de RSU e resulta na formação de óxidos de nitrogênio. A gaseificação tem alto custo de transporte e exige uma limpeza de gás mais complexa, envolvendo a oxidação parcial de RSU a temperaturas entre 700°C a 900°C, tendo como vantagem minimização de emissões de poluentes (dioxinas). Em comparação com a incineração, a pirólise resulta em uma menor produção de NO_x e dióxido de enxofre (SO₂), que são altamente perigosos para a atmosfera. Além disso, juntamente com as emissões nocivas dos gases ácidos acima mencionados, compostos orgânicos voláteis como hidrocarbonetos poliaromáticos (HAP), bifenilos policlorados (PCBs), dibenzodioxinas policloradas (PCDD), dibenzofuranos policlorados (PCDF) e outros compostos tóxicos metais pesados também são liberados pela incineração (SIPRA, GAO *et al.*, 2018).

Diversos trabalhos abordando a ACV com o objetivo de comparar tecnologias e cenários alternativos de gerenciamento de resíduos ao longo dos últimos anos no intuito de auxiliar na tomada de decisão vêm sendo realizados. Um ponto importante e que vêm sendo discutido em relação à esta metodologia de avaliação ambiental é que esta deve levar ainda em consideração uma variedade de aspectos econômicos e sociais para que possa otimizar os processos de gestão já consolidados e viabilizar novas alternativas.

Segundo Arena, Di Gregorio (2014), uma ACV capaz de incluir as principais implicações sociais, e um custeio do ciclo de vida, realizado na perspectiva da economia do bem-estar, podem ser ferramentas adequadas para esse objetivo, uma análise de sustentabilidade. Os mesmos autores reportam o estudo de diferentes unidades WtE com o emprego da ACV, e relataram as contribuições de todos os estágios dos ciclos de vida do processo e os estágios de cada tecnologia específica, onde melhorias adicionais nas soluções tecnológicas e nos critérios de gerenciamento poderiam produzir resultados promissores no que diz respeito à redução adicional de seus encargos ambientais.

Trabalhos recentes para gestão de fluxos de resíduos foram publicados considerando metodologia ACV para comparação dos desempenhos ambientais dos principais processos termoquímicos e bioquímicos disponíveis no mercado para produção de energia a partir de RSU (ARDOLINO; COLALEO; ARENA, 2020). Ainda segundo os autores, trabalhos futuros devem considerar possíveis melhorias a serem aplicadas às tecnologias WtE, sem onerar a viabilidade econômica e a confiabilidade tecnológica de cada processo.

3. MODELAGEM DO PROCESSO DE GASEIFICAÇÃO DO CDR PARA GERAÇÃO DE ELETRICIDADE

Neste capítulo é apresentada a modelagem do processo de gaseificação do CDR com variações do agente de gaseificação (ar e misturas de ar enriquecido com oxigênio) para um reator tipo leito fixo co-corrente. O estudo aborda dois cenários com diferentes acionadores primários para a geração alternativa de eletricidade com aplicação do gás produzido, sendo o primeiro cenário composto por um conjunto gaseificador integrado a uma Microturbina a Gás (CGMTG), e no segundo cenário um conjunto gaseificador e Motor de combustão interna alternativo (CGMCIA).

3.1 Considerações preliminares da planta piloto

Neste item é apresentada uma breve descrição da planta piloto de geração de potência a partir da gaseificação de CDR implantada junto ao aterro sanitário CIMASAS da cidade de Itajubá, conforme localização apresentada na Figura 3.1, no âmbito do projeto P&D Cemig GT 418 – em operação pelo Grupo de Excelência em Energia Térmica/Laboratórios de Geração Distribuída (NEST-UNIFEI).

O projeto da planta piloto de RSU visa a geração de até 100 kWe e foi dividida em três áreas diferentes: produção de CDR, gaseificação de CDR e geração de energia. Inicialmente as etapas de pré-tratamento dos RSU realizadas na planta piloto consistem em operações unitárias a partir da etapa de triagem dos materiais em que é realizada a separação de materiais potencialmente recicláveis contidos na massa de RSU. Posteriormente, a fração resultante é processada e tratada para separar componentes indesejáveis para a obtenção de um combustível – CDR que atenda às especificações exigidas como combustível; portanto, diferentes estágios são realizados, a saber: classificação manual e mecânica de materiais pesados, redução de tamanho (trituração e moagem), secagem e briquetagem (NÁSNER, *et al.*, 2017).

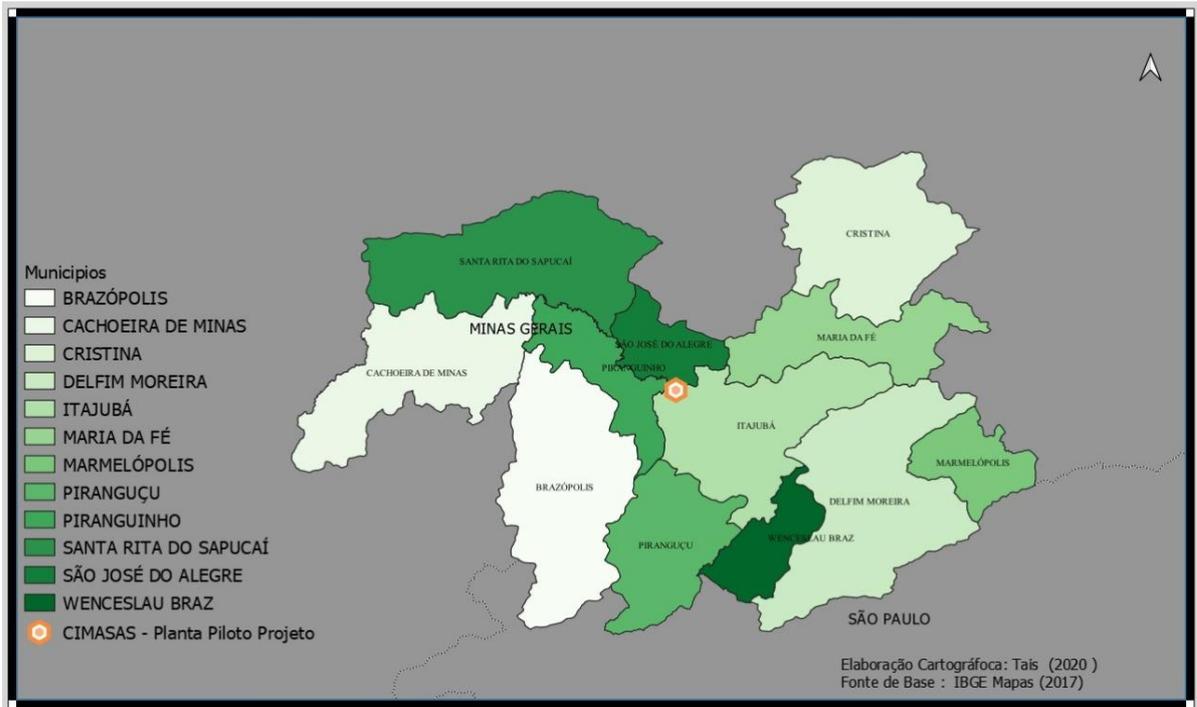


Figura 3.1 - Localização da Planta piloto Projeto P&D Cemig GT 418.

Fonte: Elaboração própria.

A Figura 3.2 mostra uma representação esquemática da planta piloto de produção CDR gerenciada pelo Grupo NEST-UNIFEI. Atualmente, está em operação na planta piloto a área de produção do CDR e em fase de implementação a área da gaseificação de CDR.

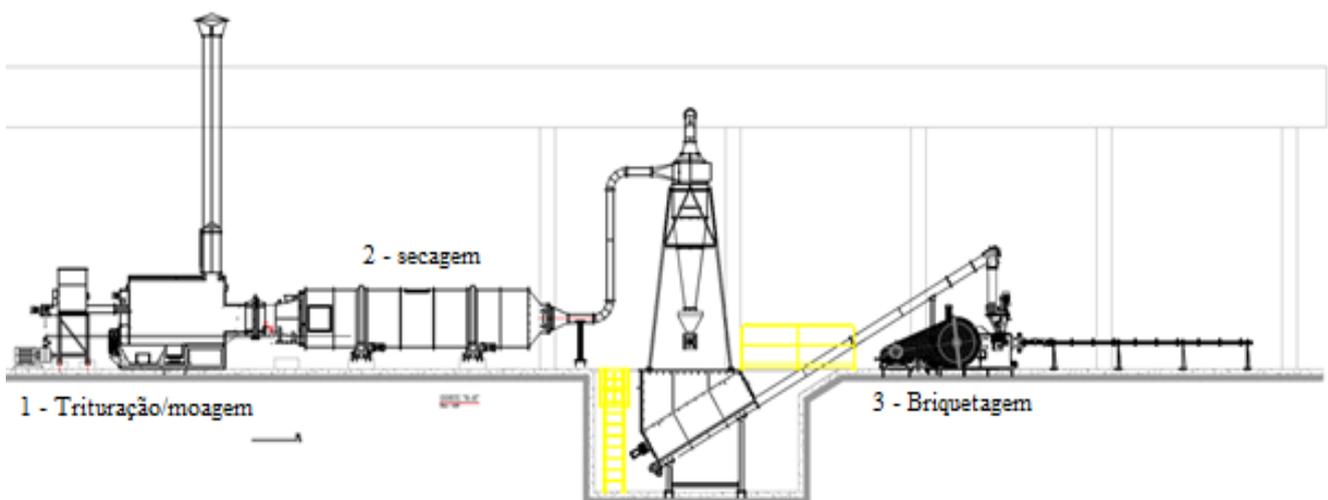


Figura 3.2 - Representação esquemática da Planta piloto de gaseificação de CDR.

Fonte: Adaptado de (CEMIG, 2017).

3.1.1 Capacidade estimada dos equipamentos da planta

De acordo com Mamede (2013), a capacidade da unidade de tratamento dos resíduos, seu funcionamento, a quantidade de produtos gerados, seus custos e receitas estão correlacionados com fatores específicos de cada município, tais como: tamanho da população, composição gravimétrica, preço de eletricidade e combustíveis os quais exercem uma influência direta na viabilidade financeira e na geração de impactos ambientais. Para este estudo, considerou-se apenas uma análise ambiental com vistas ao aproveitamento energético do RSU/CDR.

A produção do CDR neste estudo, os balanços de massa, energia e fluxos de materiais do processo foram realizados tomando como ponto de partida as informações sobre a produção de RSU nos 13 municípios participantes, reportadas pelo Consórcio Intermunicipal de Municípios do Alto do Sapucaí para Aterro Sanitário (CIMASAS, 2019), conforme dados apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Quantidade de RSU coletados pelo CIMASAS

Cidades participantes do CIMASAS	Geração de RSU* kg/mês	Geração de RSU kg/dia
Brazópolis	151.941	5.065
Cachoeira de Minas	137.789	4.593
Delfim Moreira	74.340	2.478
Itajubá	1.777.199	59.240
Piranguçu	61.056	2.035
Piranguinho	106.278	3.543
Maria da Fé	165.784	5.526
Marmelópolis	24.275	809
Santa Rita do Sapucaí	675.846	22.528
São José do Alegre	51.656	1.722
Cristina	92.488	3.083
Wenceslau Braz	24.196	807
Total coletado CIMASAS	3.342.848	111.428
Total RSU/hora		4.642,84
Total RSU/hora (pós-separação fração orgânica)		2.237,11
Total de RSU/hora (recicláveis/triagem aterro)		232,14
Total de RSU/hora (fração rejeito/outros)		2.173,59

*Dados fornecidos por CIMASAS

Fonte: Adaptado de (CIMASAS, 2019)

Com respeito à composição física média dos RSU no município de Itajubá e no Brasil, sem qualquer tipo de pré-tratamento foram considerados os dados, reportados por (CIMASAS, 2019; HENRÍQUEZ, 2016; NÁSNER, 2015). Também foram considerados dados da literatura especializada com respeito à análise elementar e imediata do RSU/CDR do município de Itajubá reportados por Maya, (2016) e Násner *et al.*, (2017), bem como os dados sobre os parâmetros operacionais de cada tecnologia.

A vazão mássica de entrada de todos os equipamentos existentes na linha de produção de CDR foi calculada considerando a perda relativa de material de (2% – 3%) nas operações de redução de tamanho e briquetagem do CDR conforme o estudo de Násner *et al.*, (2017).

A Tabela 3.2 mostra as entradas de fluxo de massa, energia térmica e perdas de massa no processo de geração de energia. Na Tabela 3.3 são apresentadas as capacidades calculadas e potências de consumo assumidas para os equipamentos da planta piloto.

Tabela 3.2 - Variáveis consideradas para o cálculo dos fluxos de RSU em cada etapa de pré-tratamento dos RSU na planta piloto.

Parâmetros	Valor	Unidade
Vazão mássica de entrada de RSU	465,319	Kg/h
PCI – RSU	12,0	MJ/kg
PCI – CDR	16,015	MJ/kg
Perdas na moagem/trituração	3	%
Perdas de briquetagem	2	%
Vazão mássica de entrada para briquetagem	102	kg/h
Vazão mássica de entrada do gaseificador	100	kg/h
Potência térmica do gaseificador	250	kWth

Fonte: Adaptado de (NÁSNER, 2015).

As potências de consumo dos equipamentos de pré-tratamento do RSU para o cenário de análise da planta piloto foram adotadas de Násner (2015). Neste contexto, a potência térmica máxima do gaseificador é 250kW/th e um PCI de 12MJ/kg para o RSU foram determinados de acordo especificações da planta piloto e da literatura (BOSMANS, *et al.*, 2013; NÁSNER, *et al.*, 2017).

Tabela 3.3 - Capacidades calculadas e potências de consumo assumidas para os equipamentos da planta piloto.

Equipamentos	Vazão de combustível	Potência*
Secador	217 kg/h	4,4 kWh
Triturador	105 kg/h	22 kWh
Briquetadeira	102 kg/h	18 kWh
Gaseificador	100 kg/h	250 kWth

Fonte: Elaboração própria.

A Figura 3.3 apresenta o balanço detalhado de massa e energia da planta piloto de produção e gaseificação de CDR (NEST/UNIFEI).

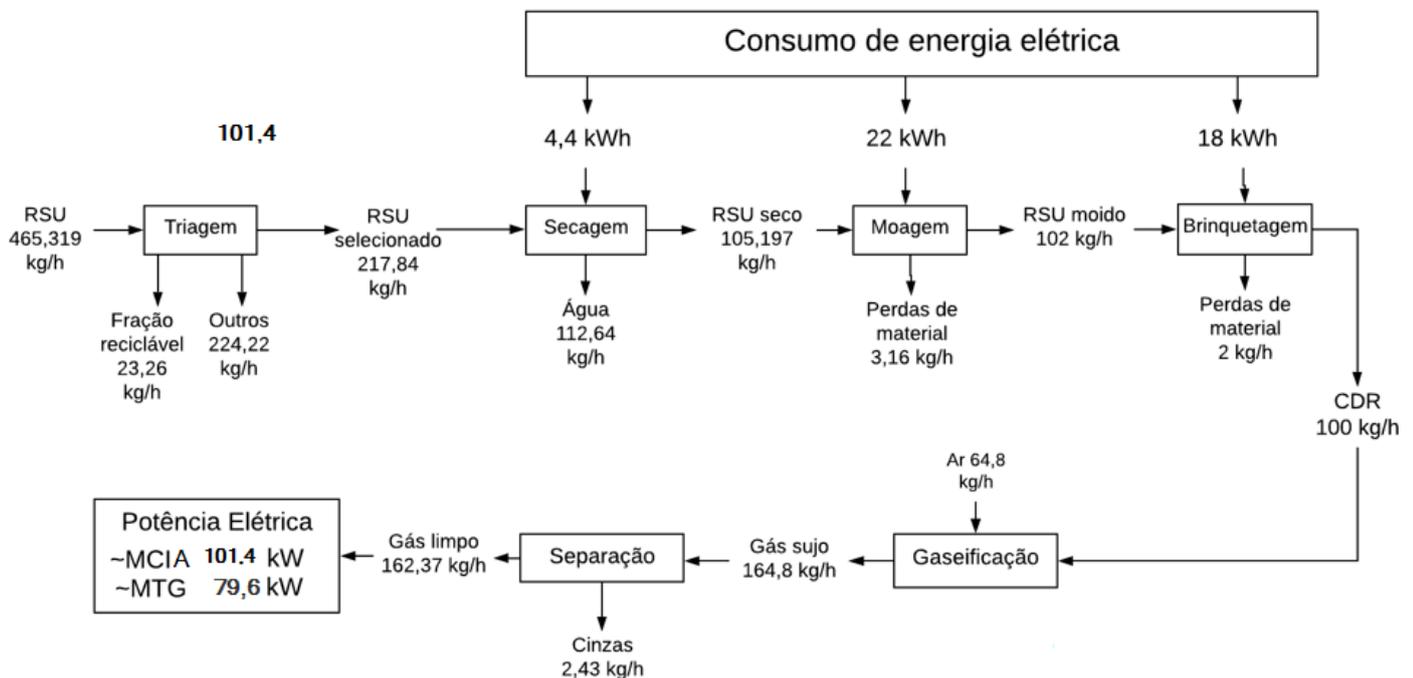


Figura 3.3 - Balanço de massa e energia da planta de gaseificação de CDR.

Fonte: Elaboração própria.

Para o processamento do RSU a CDR na planta piloto foram consideradas os seguintes dados: o teor de umidade do RSU no Brasil é de 30% por Gonçalves (2007), podendo variar

em função dos hábitos de consumo, desenvolvimento econômico e número da população de cada região como já mencionado anteriormente. Para o primeiro processo unitário da planta piloto (secagem), foi considerado o percentual de matéria orgânica de (50,72%) presente nos RSU do município de Itajubá, e o teor de umidade 60% conforme reportado pelo CIMASAS, 2019.

Foi assumido que seria possível atingir uma redução do percentual de umidade dos RSU após processamento inicial (secagem) de até 12% (NÁSNER, 2015). Considerando as perdas de material 2 e 3% para as etapas de moagem e briquetagem, respectivamente, o teor de umidade final assumido para o CDR em base seca é de 8,29% (MAYA, 2016).

Considerou-se para este estudo de caso, um fluxo de entrada de RSU de 465,319 kg/h, que corresponde a aproximadamente 10% da geração total média de RSU de Itajubá, e a partir das operações de pré-tratamento foi obtido um fluxo de 100 kg/h de CDR.

A potência elétrica produzida não considera os fluxos de energia de consumo dos equipamentos e perdas das operações de pré-tratamento para a obtenção do CDR, posto que se trata da avaliação de uma planta em pequena escala, limitada a vazão mássica de entrada do gaseificador de 100 kg/h de CDR. Uma análise similar a apresentada neste estudo foi realizada por Násner (2015), concluindo que a eficiência elétrica do processo pode ser melhorada a partir da avaliação de plantas de maior capacidade, bem como outras tecnologias de gaseificação.

3.2 Modelagem da gaseificação de CDR

Os modelos matemáticos têm sido utilizados como ferramentas para minimizar os custos de avaliação de diferentes condições e/ou variáveis que afetam a produção de gás no processo de gaseificação de biomassa.

Os modelos de gaseificação podem ser classificados em: Modelo de equilíbrio químico termodinâmico (dividido em modelos estequiométricos e não estequiométricos), modelo cinético, modelo de dinâmica dos fluidos computacional e modelos de redes neurais e artificiais (VAN TRAN, *et al.*, 2018).

Os modelos que apresentam maior precisão, como é o caso dos modelos cinéticos, de dinâmica dos fluidos e redes neurais também são mais complexos quando comparados aos modelos de equilíbrio (NEVES, 2019).

Segundo Násner (2015), os modelos de equilíbrio são menos intensivos computacionalmente do que os modelos cinéticos e podem ser adotados para fazer comparações preliminares com boa aproximação. Para simulações de plantas em pequena escala os modelos de Equilíbrio apresentam alta precisão, como é o caso base analisado neste estudo para uma planta piloto de gaseificação e que será melhor explorado a seguir.

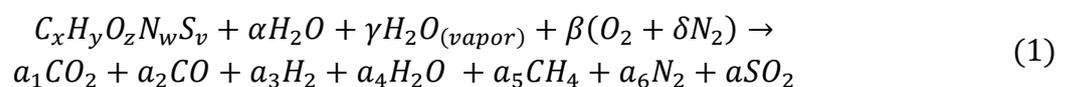
O modelo de equilíbrio químico termodinâmico adotado neste trabalho para a simulação do processo de gaseificação do CDR foi desenvolvido por Nascimento (2015), utilizando o *software* livre Scilab® e utiliza como dados de entrada a composição molecular da biomassa na forma de análise elementar e o conteúdo de umidade. Também são selecionados o fator de ar ou razão de equivalência, a relação vapor biomassa, a concentração de oxigênio no agente gaseificante. O modelo considera um gaseificador de biomassa operando em regime permanente e permite simulações com diferentes agentes de gaseificação (misturas de ar, vapor e oxigênio).

São fornecidas pelo *software* as temperaturas iniciais dos reagentes, ar e biomassa e as entalpias de formação dos elementos envolvidos nas reações. Através do balanço das equações e dos dados inseridos no modelo, são calculados os pesos moleculares e o poder calorífico superior PCS da biomassa, e em seguida são determinados os valores de entalpia de formação da biomassa. A temperatura inicial da reação é assumida como sendo a temperatura de equilíbrio e as propriedades termodinâmicas são calculadas para determinação das constantes de equilíbrio.

O sistema de equações não lineares é então resolvido através da utilização da função *fsolve* do *software* livre Scilab® (NASCIMENTO, 2015).

3.2.1 Equacionamento do modelo

A biomassa composta principalmente pelos elementos químicos carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S), sendo a reação destes elementos com diferentes agentes de gaseificação ou a mistura destes descrita por Nascimento (2015) na forma de equação geral da gaseificação, conforme apresenta a Equação (1).



Sendo,

β = quantidade molar de ar e

δ = quantidade molar de nitrogênio

α = conteúdo de umidade da biomassa

γ = conteúdo molar de vapor

Para a gaseificação com ar, é considerada a composição do ar atmosférico na proporção de 79% de nitrogênio e 21% de oxigênio.

Efetuando o balanço estequiométrico para cada elemento, têm-se as equações:

$$\text{C} \quad x = a_1 + a_2 + a_5 \quad (2)$$

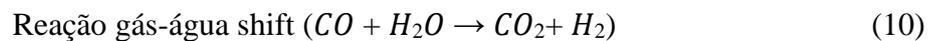
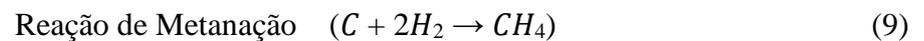
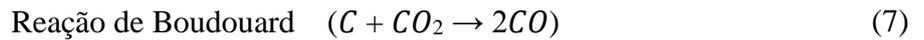
$$\text{H} \quad y + 2a + 2\gamma = 2a_3 + 2a_4 + 4a_5 \quad (3)$$

$$\text{O} \quad z + a + \gamma + 2\beta = 2a_1 + a_2 + a_4 + 2a_7 \quad (4)$$

$$\text{N} \quad w + 2\delta\beta = 2a_6 \quad (5)$$

$$\text{S} \quad v = a_7 \quad (6)$$

Para a determinação de todos os coeficientes estequiométricos Nascimento (2015), considerou para o cálculo das constantes de equilíbrio a minimização da Energia Livre de Gibbs para as principais reações presentes no processo de gaseificação, conforme apresentado a seguir.



A combinação das equações (7) e (8), resulta na Equação (10). Portanto, a análise da constante de equilíbrio baseada na minimização da Energia Livre de Gibbs considera as reações representadas nas equações (9) e (10). Assim a constante de equilíbrio pode ser calculada conforme a Equação (11).

$$k_p = \frac{\prod_{i=1}^p (n_{pi})^{\tau_{pi}}}{\prod_{j=1}^r (n_{Rj})^{\tau_{Rj}}} \left(\frac{p}{p_o} \frac{1}{n_t} \right)^{\Delta \tau} = e^{-\frac{\Delta G_T^0}{RT}} \quad (11)$$

$\Delta \tau$ é dado por:

$$\Delta \tau = \sum_{i=1}^p \tau_i - \sum_{j=1}^r \tau_j$$

Sendo,

p = pressão do sistema (Pa);

p_o = pressão normal (101.325 Pa);

n_t = número total de mols;

ΔG_T^0 = variação da Energia Livre de Gibbs na temperatura T e pressão normal (J);

R = constante universal dos gases (8,314 J/mol.K);

$\Delta \tau$ = variação do número de mols entre os produtos e reagentes da reação secundária;

$(n_{pi})^{\tau_i}$ = número de mols do elemento i da reação principal, que faz parte dos produtos da reação secundária, elevado ao número de mols do mesmo elemento, porém da reação secundária;

$(n_{Rj})^{\tau_j}$ = número de mols do elemento j da reação principal, que faz parte dos reagentes da reação secundária, elevado ao número de mols do mesmo elemento, porém da reação secundária;

(τ_i) = número de mols do elemento i da reação principal que faz parte dos reagentes da reação primária;

(τ_j) = número de mols do elemento j da reação principal que faz parte dos produtos da reação secundária.

T = temperatura (K);

Calculando-se as constantes de equilíbrio provenientes das reações de gás-água k_1 e proveniente da reação de metanação k_2 , têm-se:

$$k_1 = \frac{a_1 a_3}{a_2 a_4} = e^{- (\bar{g}_{T,CO_2} + \bar{g}_{T,H_2} - \bar{g}_{T,CO} - \bar{g}_{T,H_2O}) / RT} \quad (12)$$

$$k_2 = \frac{a_5}{(a_3)^2} = e^{- (\bar{g}_{T,CH_4} - 2 \bar{g}_{T,H_2}) / RT} \quad (13)$$

Com: $\bar{g}_{T,i} = \bar{h}_T - T\bar{s}_T$

$\bar{g}_{T,i}$ = Energia Livre de Gibbs molar na temperatura T e pressão normal do elemento i (J/mol);

\bar{h}_T = Entalpia sensível molar do elemento i na temperatura T e pressão normal (J/mol);

\bar{s}_T = Entropia molar do elemento i na temperatura T e pressão normal (J/mol.K);

T = Temperatura (K).

Ao inserir o parâmetro temperatura ao sistema, é considerado o Balanço de Energia para finalização do processo, conforme Equação (14).

$$\sum_R N_i \bar{h}_{f,i}^0 - \sum_P N_j (\bar{h}_{f,j}^0 + \Delta \bar{h}_{j(25^\circ C, T)}) \quad (14)$$

Sendo,

N_i = número de mols do elemento i dos reagentes;

N_j = número de mols do elemento j dos produtos;

$\bar{h}_{f,i}^0$ = entalpia de formação do elemento i dos reagentes na temperatura de 25 °C (J/mol);

$\bar{h}_{f,j}^0$ = entalpia de formação do elemento j dos produtos na temperatura de 25 °C (J/mol);

$\Delta \bar{h}_{j(25^\circ C, T)}$ = variação de entalpia entre a temperatura T e 25 °C do elemento j dos produtos (J/mol).

A partir da definição de todos os coeficientes estequiométricos, é possível obter diversos parâmetros do processo de gaseificação, dentre eles a temperatura de equilíbrio e as vazões do agente de gaseificação e do gás produzido (NEVES, 2019).

Assim as variáveis operacionais do processo de gaseificação consideradas no modelo e avaliadas neste trabalho foram:

Razão de equivalência (RE)

O fator de ar ou razão de equivalência (RE) é definido por Tinaut *et al.*, (2006) como uma das variáveis operacionais mais importantes na gaseificação, e que corresponde ao valor da relação ar combustível real utilizado durante o processo, dividido pela relação ar combustível estequiométrico, conforme representado pela Equação (15).

$$RE = \frac{A/C_{real}}{A/C_{est}} \quad (15)$$

Sendo,

A/C_{real} = Relação de ar/combustível real;

A/C_{est} = relação de ar/combustível estequiométrica.

Poder calorífico do gás

O poder calorífico de um combustível pode ser definido como a quantidade de calor produzida/gerada, obtidos pela combustão completa de uma unidade de combustível, podendo ser uma unidade de massa (kg) ou unidade de volume (m³), sendo que para este último, deve-se fazer referência às condições de temperatura e pressão, ou deve ser especificada como condições normais (Nm³) (MORAN, SHAPIRO, *et al.* 2010).

O Poder calorífico superior (PCS) é definido de acordo com Basu (2013) como sendo a quantidade de calor liberado por unidade de massa ou volume de combustível (inicialmente a 25 °C), uma vez que é queimado e os produtos retornando à temperatura inicial. O valor de PCS pode ser determinado a partir da composição elementar da biomassa de acordo com a Equação (16).

$$\text{PCS} = 0,3491C + 1,1783H + 0,1005S - 0,1034O - 0,0151N - 0,0211A \text{ (MJ/kg}_{\text{biomassa seca}}) \quad (16)$$

Sendo,

PCS = Poder Calorífico Superior (kJ/kg);

C, H, O, N, S são os percentuais em massa de cada elemento obtidos da análise elementar da biomassa (base seca);

A = teor de cinzas obtido da análise imediata em base úmida (deve ser corrigido para base seca).

O poder calorífico inferior (PCI) é definido como sendo a quantidade de calor liberado pela combustão menos o calor de vaporização da água no produto de combustão. O PCI pode ser estimado com base na Equação (17).

$$\text{PCI} = \text{PCS} - (9H + MC)h_{1v} \text{ (kJ/kg}_{\text{biomassa seca}}) \quad (17)$$

H = fração em massa de hidrogênio (base seca);

h_{1v} = entalpia de vaporização da água a 298 K (kJ/kg);

MC = conteúdo de umidade da biomassa em base úmida (MC=0 para biomassa em base seca).

Eficiência a frio

A eficiência a frio é definida por Násner (2015), como o valor energético do produto resultante da gaseificação em relação à sua potência térmica. Ou seja, o ponto de máxima eficiência de gaseificação coincide com o ponto de máxima potência térmica do gás de gaseificação.

$$E_{\text{frio}} = \frac{Q_{\text{gas}}}{\dot{m}_{\text{CDR}}} * \frac{\text{PCI}_{\text{gas}}}{\text{PCI}_{\text{CDR}}} \quad (\%) \quad (18)$$

Sendo,

Q_{gas} = vazão volumétrica de gás (m³/h);

\dot{m}_{CDR} = vazão mássica de CDR (kg/h);

PCI_{gas} = Poder calorífico inferior do gás (kJ/kg);

PCI_{CDR} = Poder calorífico inferior do CDR (kJ/kg).

Potência térmica

Para a definição dos parâmetros potência térmica $P_{\text{térmica}}$ e vazão mássica de CDR \dot{m}_{CDR} foi adotada a Equação (19), assumido para o CDR o teor de umidade de 8,29% em base seca e PCI igual a 16,015 MJ/kg conforme reportado por (Maya, 2016).

$$P_{\text{térmica}} = \dot{m}_{\text{CDR}} \times \text{PCI}_{8,29\%} \quad (19)$$

Sendo,

$P_{\text{térmica}}$ = Potência térmica (W);

\dot{m}_{CDR} = vazão mássica de CDR (kg/s);

$\text{PCI}_{8,29\%}$ = poder calorífico inferior com 8,29 % de umidade (base seca J/kg).

3.2.2 Caracterização do CDR

Para a simulação da gaseificação do CDR neste trabalho foram adotados como dados de entrada do modelo a composição elementar dos elementos C, H, O, N, S e os valores da composição imediata (teor de cinzas e umidade) em base seca do combustível obtida por Maya (2016), sendo estes dados referentes à caracterização do CDR do município de Itajubá, conforme é apresentado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Composição elementar e teor de cinzas do CDR adotados no estudo.

Composição elementar e imediata de CDR (base seca %)									
C	H	O	N	S	Cinzas	Voláteis	Carbono Fixo	Umidade	PCI
44,91	6,45	44,82	1,7	2,12	2,43	72,58	16,70	8,29	16,01(MJ/kg)

Fonte: Adaptado de (MAYA, 2016)

Para obter os parâmetros temperatura de gaseificação e vazão volumétrica do gás produzido foram fornecidos os seguintes dados de entrada no modelo: composição elementar (CHONS), vazão mássica do combustível (100 kg/h), umidade do combustível (8,29%), teor de cinzas (2,43%) e a quantidade de agente de gaseificação.

Foram considerados dois cenários para a gaseificação, um utilizando como agente de gaseificação a composição do ar ambiente (21% O₂ - 79% N₂) e outro considerando uma mistura de ar enriquecido com oxigênio (60% O₂ - 40% N₂).

Neste trabalho foram realizadas variações quanto ao agente de gaseificação considerando a RE em uma faixa de operação de 0,20 a 0,50 tendo como referência alguns trabalhos experimentais realizados pelo grupo de pesquisa NEST/UNIFEI para condições de gaseificação com ar, ar + vapor, ar enriquecido com oxigênio, e vapor + oxigênio (MARSIGLIA, 2019; MAYA, 2016; NASCIMENTO, 2015; NÁSNER et al., 2017; NEVES, 2019; SALES et al., 2017); adotando a RE=0,30 como a parâmetro de referência como a melhor condição operacional para este tipo de reator visando atender aos requerimentos para aplicação do gás para cada acionador analisado.

3.3 Modelagem da geração de eletricidade mediante o uso de acionadores primários

Diversos são os simuladores desenvolvidos para a análise de instalações de conversão de energia. Dentre estes *softwares* comerciais estão como exemplo: GateCycle[®] empregado na avaliação de grupos Turbo gás, centrais a vapor e ciclos combinados gás/vapor; Thermoflex[®] geralmente utilizado para o estudo de motores de combustão interna, ciclos combinados gás/vapor e também para instalações de tipo avançado (SALOMON, 2007).

Os simuladores funcionam em função de uma estrutura modular, pois consideram a instalação como um conjunto dos seus componentes conectados um ao outro e ao ambiente por fluxos de massa e energia. Este tipo de configuração dos simuladores permite ao usuário o desenvolvimento de cálculos diversos (energéticos, exergéticos e termo econômicos) considerando instalações convencionais (turbinas a gás, ciclos motores a vapor, ciclos combinados) (SALOMON, 2007).

Para as simulações da conversão do gás de gaseificação em eletricidade realizadas neste trabalho, adotou-se o modelo desenvolvido por Santiago *et al.* (2020) no *software* GateCycle[™] v6.1.2 (Enter Co.) para simulação da microturbina. O *software* Thermoflex[™] v 28.0 criado pela *Thermoflow Inc.* foi utilizado para a simulação do motor de combustão interna alternativo.

Posteriormente são analisados o cenário eletricidade CGMTG e CGMCIA; considerando a produção de energia elétrica com o uso combinado de tecnologias: CDR, gaseificação e acionadores primários.

3.3.1 Geração de potência com Microturbina a Gás - MTG

O modelo adotado para a simulação do cenário de produção de eletricidade CGMTG a partir de gás de gaseificação como combustível foi desenvolvido utilizando o *software* GateCycle[™] v 6.1.2. O programa foi desenvolvido pela Enter *Software*, hoje pertencente à General Electric Power Systems Inc.

O *software* fornece propriedades termodinâmicas e gera uma análise detalhada (para regime permanente) para condições de projeto e fora de projeto de sistemas de conversão de energia térmica e cogeração, e é voltado para a simulação de plantas termelétricas operando em Ciclos Rankine, Brayton ou combinado. A partir dos dados de entrada de cada componente o

programa calcula o desempenho do ciclo por meio de um processo iterativo. O método de convergência é por interpolação linear com fator de relaxação SOR (traduzido do inglês *successive over relaxation*) (LOPES JUNIOR, 2007).

O modelo adotado neste estudo considera a simulação de uma MTG Capstone C200 produzida pelo fabricante Capstone Turbine Corporation™, com capacidade de geração de 200 kW de potência elétrica, considerando sua operação em cargas parciais. Para a execução do modelo foram consideradas as equações características do mapa de operação dos componentes da MTG, tais como compressor e turbina expansora.

O princípio de operação do modelo da MTG adotado é baseado no ciclo regenerativo de Brayton, conforme esquema da MTG apresentado na Figura 3.4.

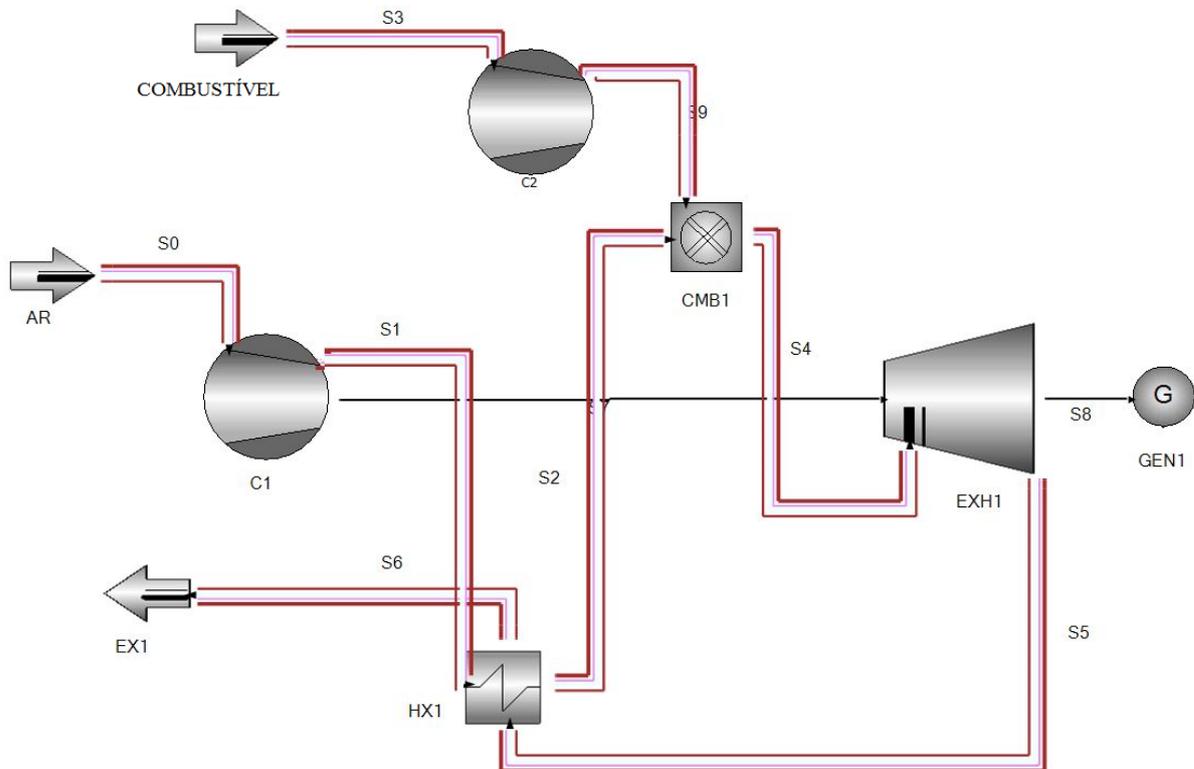


Figura 3.4 - Modelo da MTG desenvolvido no *software* GateCycle®.

Fonte: Elaboração própria.

A Figura 3.4 apresenta o esquema do modelo usado para simular a MTG Capstone C200 no *software* GateCycle®.

O ciclo da MTG é descrito da seguinte forma: o fluxo de AR (S0) ingressa no compressor (C1), em seguida o ar comprimido (S1) circula através do regenerador (HX1) e

posteriormente é transferido à câmara de combustão (CMB1) onde será misturado ao combustível – gás de gaseificação (S3) que ingressa no compressor externo (C2) e ingressa na câmara de combustão como fluxo (S9). Os gases de combustão resultantes são direcionados para o rotor da microturbina (EX1) onde ocorre a expansão e a geração do trabalho mecânico. Os gases já expandidos (S5) passam pelo regenerador (HX1) antes de serem liberados na atmosfera. Uma fração do trabalho mecânico obtido durante a expansão na turbina (EXH1) é utilizado para o acionamento do compressor (fração de trabalho reverso); o restante do trabalho mecânico é transferido para o gerador elétrico (GEN1) e convertido em eletricidade.

As especificações técnicas da MTG Capstone C200 consideradas no modelo adotado são apresentadas na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Características da MTG Capstone C200.

Parâmetro	Valor
Potência nominal	200 ± 4 kW
Eficiência (%)	33 ± 2%
Heat Rate (PCI)	10,9 MJ/kWh
Heat Rate do gerador (PCI)	10,2 KJ/kWh
Vazão de combustível	2400 MJ/h
Temperatura de exaustão (°C)	280
Relação de compressão	4,0

Fonte: Adaptado de (CAPSTONE, 2009).

Deste modo, os parâmetros considerados para operação da MTG com gás de gaseificação são: a faixa de vazão de gás de gaseificação para alimentação da MTG é 0,02 – 0,06 kg/s, sendo a temperatura máxima de 951,2 °C para os produtos da câmara de combustão. O PCI do combustível deve ser maior que 8 MJ/Nm³ e o teor de H₂ no gás deve ser inferior a 30% vol.

Todos os dados utilizados foram obtidos nas condições de projeto da MTG, com carga nominal, temperatura ambiente de 25°C e pressão ambiente de 101,3kPa, para uma vazão de gás de gaseificação de 0,023 kg/s e PCI do gás de 8 MJ/Nm³.

Para a simulação da MTG com gás de gaseificação, considerou-se que o ar ingressa no compressor (C1) a 1atm e 25 °C e pressão de 4 bar sendo a relação de compressão de 4:1. O combustível – gás de gaseificação ingressa no compressor externo (C2) a 1atm e 25 °C a pressão

de 5,5 bar com uma relação de compressão de 5:1. Deste modo, maior volume de gás por unidade de tempo é injetado na câmara de combustão, assegurando a pressão requerida pelo combustível que ingressa na câmara de combustão para manter a razão de pressão requerida pelo compressor.

De acordo com as especificações do manual técnico da MTG Capstone C200, o desempenho da microturbina em carga parcial sob condições ISO (temperatura de 15,6 °C, pressão de 101,325kPa e 60% de umidade relativa) e utilizando gás natural como combustível que pode ser alcançado é de 200 kW e 15 kW de potência máxima e mínima obtidas respectivamente (CAPSTONE, 2009).

3.3.2 Geração de potência com Motor de Combustão Interna Alternativo - MCIA

Para a simulação do segundo cenário para a produção de eletricidade CGMCIA foi utilizado o *software* Thermoflex™ v 28.0 pertencente ao conjunto da Thermoflow. O programa possui uma interface gráfica na qual o usuário pode modelar sistemas e redes gerais de energia térmica além de diversos tipos de usinas de energia, bem como uma ampla variedade de plantas e sistemas de energia renovável (THERMOFLOW, 2018).

O esquema do modelo MCIA desenvolvido é apresentado na Figura 3.5.

Para a caracterização do MCIA neste trabalho foi selecionado o motor fabricado pela Cartepillar® - modelo LEHX7337 CAT 3306 o qual se encontra disponível na base de dados do Thermoflex™, sendo suas principais especificações apresentadas na Tabela 3.6.

A Caterpillar fornece controle da razão ar/combustível e catalisador de três vias projetados especificamente para este motor visando oferecer maior controle das emissões com conformidade aos Padrões de Desempenho de Novas Fontes, da sigla em inglês NSPS (*New Source Performance Standards*) e áreas não dominadas - Configurações NO_x de 0,5 g e 1 g estão disponíveis, além de funcionar com uma ampla variedade de combustíveis.

Tabela 3.6 - Especificações e parâmetros de operação do MCIA modelo CAT 3306.

Equipamento	Motor
Marca	Carterpillar®
Modelo	CAT 3306
Rotação	1800 rpm
Potência nominal	150 kW
Taxa de compressão	10,5 :1
Eficiência	32,2 %
Vazão de combustível – gás de gaseificação	0,023 kg/s
Vazão de gases de exaustão	0,1918 kg/s
Temperatura dos gases de exaustão	538,3 °C

Fonte: Elaboração própria.

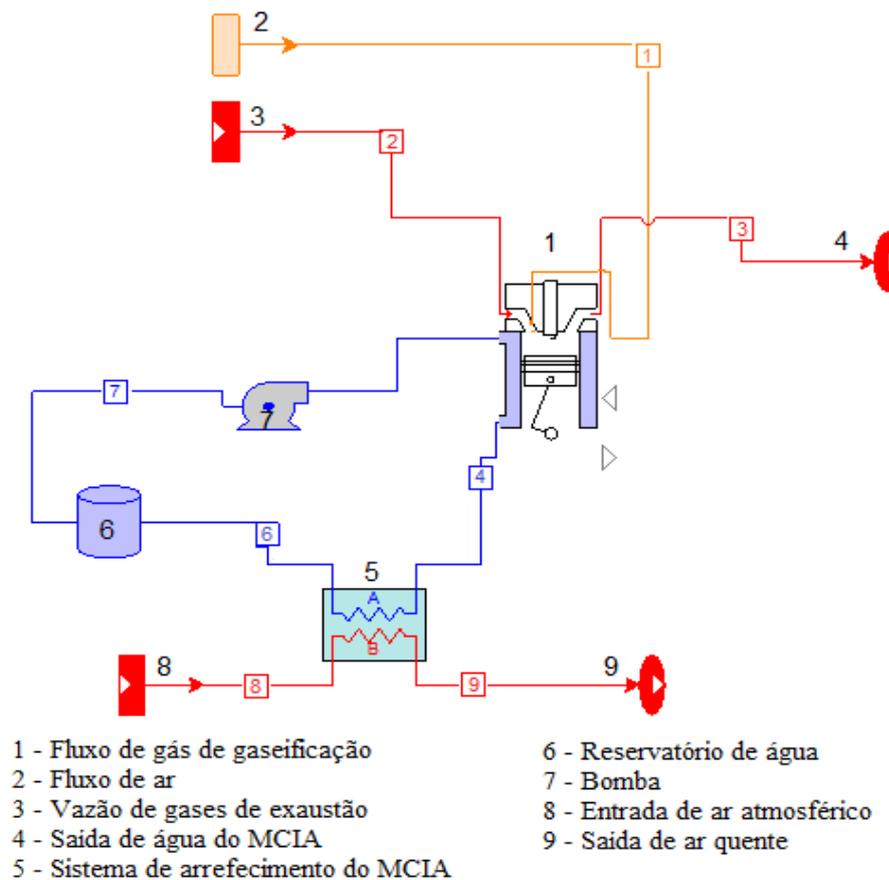


Figura 3.5 - Modelo do MCIA desenvolvido no *software* Thermoflex®.

Fonte: Elaboração própria.

Conforme esquema apresentado na Figura 3.5, o modelo desenvolvido para o MCIA considera a admissão dos fluxos de ar representado pela corrente (2) e do combustível – gás de gaseificação, corrente (1) fornecidas ao conjunto MCI/gerador, o qual tem o fluxo de descarga dos gases de exaustão representado pela corrente (3). Foi considerado um sistema de arrefecimento a água para controlar a temperatura no MCI, onde a água que sai do motor, corrente (4) passa pelo radiador (5), sendo resfriada pelo ar atmosférico, corrente (8). O ar quente, corrente (9) é enviado para a atmosfera e a água resfriada, corrente (6) é direcionada para um reservatório (6), o qual tem como função possibilitar que o fluido de arrefecimento tenha espaço para se expandir quando estiver a temperaturas elevadas. A pressurização e circulação do fluido para a refrigeração do bloco do MCI/gerador é realizada por uma bomba de água (7).

O modelo do MCIA desenvolvido requer como dados de entrada a composição e vazão mássica do combustível.

Segundo Santiago *et al.* (2020), a qualidade do gás de gaseificação e o seu fornecimento a um MCIA depende de várias variáveis do processo, destacando a composição do combustível, PCI, RE, dentre outras. Portanto, foram analisadas diferentes composições e vazões de gás de gaseificação a fim de atender às especificações do fabricante do MCIA selecionado para o acionamento deste com gás produzido.

Com respeito às variáveis do processo consideradas nesta análise, o rendimento do MCIA foi considerado entre 20 e 25% para operação com gás pobre (gás de gaseificação) conforme reportado por Martínez González (2007), sendo o PCI do gás de gaseificação fornecido igual a 8 MJ/Nm³. Para a simulação do MCIA foram adotadas as condições ambientes temperatura de 25 °C a pressão atmosférica de 1,013 bar.

Segundo Heywood (1987), as variáveis operacionais de maior influência no comportamento de um MCIA (em termos de eficiência e emissões), a qualquer carga e velocidade rotativa, são o tempo da ignição (*spark timing*) e a relação ar/combustível fornecido à máquina. Portanto, tendo em conta a configuração do MCIA utilizado, o controle destas variáveis está fora do alcance do presente trabalho e a avaliação operacional do motor com o gás de gaseificação originado do CDR foi desenvolvida com base na identificação do ponto de maior rendimento do gaseificador em termos de estabilidade e qualidade do gás produzido pelo modelo de gaseificação apresentado no Capítulo 3.

4. RESULTADOS AVALIAÇÃO TÉCNICA

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos para os dois cenários de gaseificação do CDR analisados neste estudo. Foram discutidos inicialmente os resultados da gaseificação com ar atmosférico e posteriormente o cenário com ar enriquecido com oxigênio como agentes de gaseificação. Analisou-se a variação na composição do gás produzido e do PCI em relação aos agentes de gaseificação, da RE e temperatura de gaseificação.

4.1 Resultados da gaseificação do CDR

Os resultados para a gaseificação em função da variação dos agentes de gaseificação adotados são apresentados a seguir. Para a validação da qualidade do gás de gaseificação para a produção de energia elétrica foram considerados dados experimentais reportados na literatura. No cenário de produção de eletricidade foram utilizadas duas tecnologias, um conjunto gaseificador integrado a uma Microturbina a Gás (CGMTG) e posteriormente uma nova análise foi efetuada em uma nova configuração utilizando gaseificador e Motor de Combustão Interna Alternativo (CGMCIA), sendo os resultados apresentados nos itens 4.2 e 4.3.

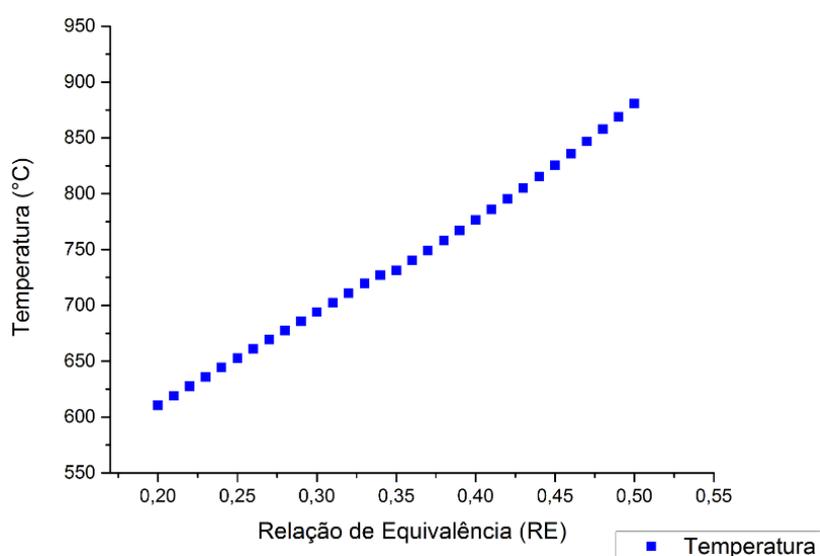


Figura 4.1 - Variação da temperatura em função da RE (gaseificação com ar).

Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 4.1 é possível observar um aumento na temperatura de gaseificação em função do incremento da RE. Maiores valores de RE indicam que uma quantidade maior de oxigênio é fornecida ao gaseificador, o que resulta na conversão de uma maior quantidade do CDR. Para uma RE=0,30 a temperatura de gaseificação atingida foi de 694 °C.

Segundo Lv *et al.* (2007), a temperatura no gaseificador co-corrente resulta de interações das reações endotérmicas e exotérmicas, assim maiores valores de RE promovem as reações de oxidação influenciando no aumento da temperatura devido à maior liberação de calor. No entanto, outras variáveis como eficiência a frio de gaseificação (Efrio) e PCI também devem ser consideradas na escolha da faixa de RE de trabalho.

Paralelamente, mais energia é consumida durante o processo com o aumento da temperatura e aceleração da taxa de reações de redução. Outra influência de altas RE observada, foi o decréscimo nas concentrações de H₂, CO e CH₄, e o aumento no teor de CO₂ conforme pode ser observado na Figura 4.2. Por outro lado, para valores de RE muito baixos, a temperatura do gaseificador é reduzida, não sendo favorável para as reações de gaseificação, favorecendo a reação de pirólise, além de decrescer o conteúdo de H₂.

A Figura 4.2 apresenta a variação da composição do gás de gaseificação em função da RE para o cenário gaseificação com ar, onde para uma RE entre 0,20 e 0,30 foram obtidas maiores frações molares para CO e H₂, principais contribuintes para a determinação do PCI do gás produzido.

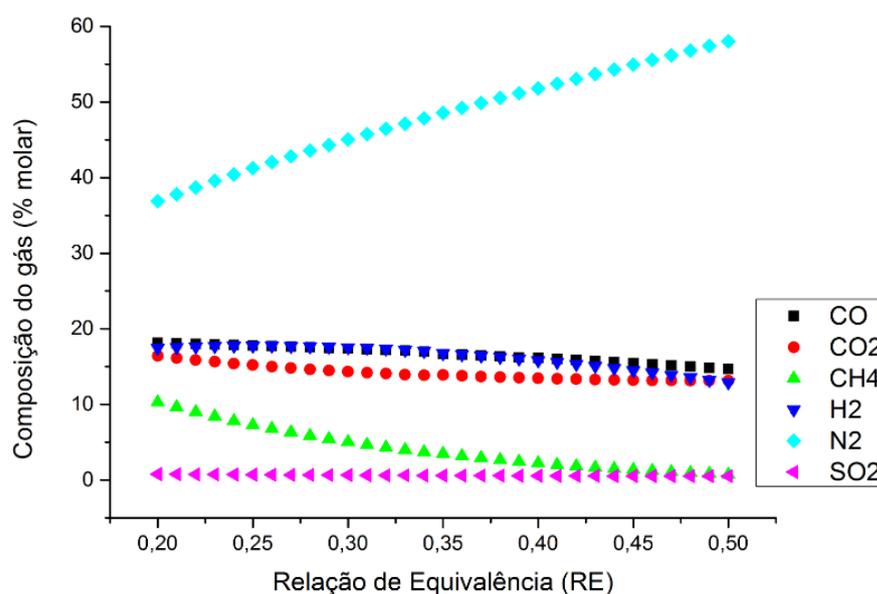


Figura 4.2 - Variação da composição do gás de gaseificação em função da RE (gaseificação com ar).

Fonte: Elaboração própria.

A influência da variabilidade do conteúdo de umidade no RSU, geralmente maior que 30%, tende a dificultar a conversão do combustível e com o incremento de água no material, a composição de CH_4 no gás aumenta pela reação de gás-água, mas isto não compensa a redução importante do teor de CO no gás resultante, e conseqüentemente a redução do poder calorífico (NÁSNER, 2015).

Para o cenário analisado, os valores alcançados em relação à variação da RE para a Eficiência a frio (Efrio) e o PCI são apresentados na Figura 4.3.

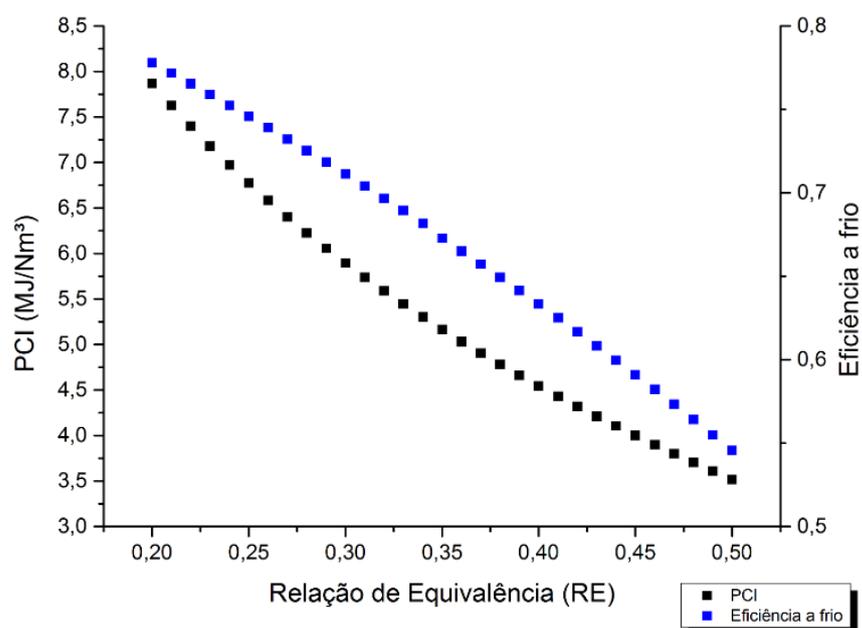


Figura 4.3 - Variação do PCI do gás e eficiência a frio (gaseificação com ar).

Fonte: Elaboração própria.

Para avaliar o desempenho da gaseificação o PCI do gás de gaseificação e a eficiência da gaseificação (Efrio) são considerados e calculados a partir das equações (17) e (18), respectivamente. De acordo com a Figura 4.3, é possível observar uma correlação entre a Efrio e a RE, respectivamente.

Nota-se uma diminuição na Efrio de todos os agentes gaseificadores à medida em que o RE aumenta. Tal comportamento é mencionado no estudo de Sales *et al.* (2017), ressaltando também uma dependência em relação ao valor do PCI e da potência térmica do gás. Ou seja, o ponto de máxima eficiência de gaseificação coincide com o ponto de máxima potência térmica do gás de gaseificação e maior composição conjunta das espécies combustíveis, no caso o H_2 e CH_4 .

Para as simulações considerando ar como agente de gaseificação, para uma $RE=0,30$ foi obtido um PCI de $5,8 \text{ MJ/Nm}^3$ e uma Efrio 64% para uma temperatura de gaseificação de $694 \text{ }^\circ\text{C}$ conforme os valores apresentados na Figura 4.3.

Os resultados obtidos para o PCI, temperatura e Efrio neste estudo estão em concordância com os reportados no estudo realizado por (MARSIGLIA, 2019; MAYA, 2016; NASCIMENTO 2015; NÁSNER, 2015), para a gaseificação dos resíduos em um reator de leito fixo co-corrente utilizando ar como agente de gaseificação para uma RE variando de 0,25 a 0,30.

Tendo em conta o objetivo de avaliação dos dois cenários considerados para geração de eletricidade neste estudo (CGMCIA e CGMTG), o valor de PCI obtido não cumpre com os requerimentos para o acionamento da MTG, conforme reportado na literatura. Segundo Lora *et al.* (2012), para a utilização do gás de gaseificação em um MCIA, o PCI do gás deve ser maior que 5 MJ/Nm^3 e para operação de uma MTG o PCI deve ser igual ou maior que 8 MJ/Nm^3 (RABOU *et al.*, 2008).

Portanto, foram realizadas simulações considerando misturas de ar enriquecido com oxigênio, pois, segundo Sales *et al.* (2017), a introdução de mais oxigênio, mudando a concentração do agente de gaseificação de 21% para 40% resulta em um salto significativo no poder calorífico do gás em mais de 50%, passando de aproximadamente $4,5 \text{ MJ/Nm}^3$ para $7,5 \text{ MJ/Nm}^3$ para $RE=0,30$. Ainda segundo a autora, a introdução de vapor saturado tende a reduzir o poder calorífico, pois, o aumento da quantidade de vapor saturado implica na redução da temperatura.

No entanto, para Nascimento (2015), a introdução oxigênio puro (100%) como fluido de gaseificação implica em um aumento do PCI de forma não muito significativa quando comparado com a condição de 40%, o que também pode indicar que o excesso de oxigênio na mistura pode implicar em custos maiores relativos à introdução de oxigênio no gaseificador, sendo um cenário pouco atrativo para plantas em menor escala.

Portanto, para este trabalho foram considerados os resultados obtidos da modelagem da gaseificação a partir da mistura de ar enriquecido com oxigênio (60% O_2 - 40% N_2).

Os efeitos da RE sob a temperatura e a composição do gás de gaseificação foram avaliados na faixa de 0,20 a 0,50 mantendo o fluxo de combustível constante. Os resultados são apresentados a seguir.

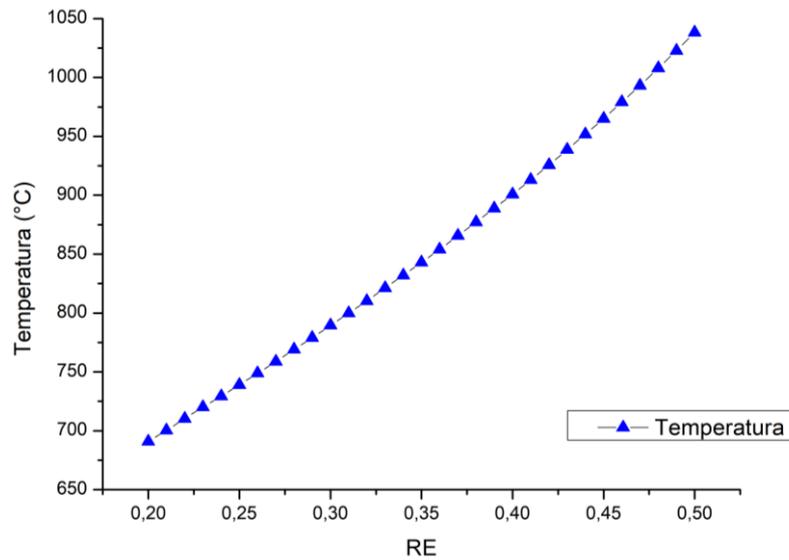


Figura 4.4 - Variação da temperatura em função da RE (gaseificação com oxigênio 60%)

Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 4.4 nota-se a variação da temperatura com o incremento da RE, onde para uma RE=0,20 a temperatura foi de 690 °C, já para uma RE=0,30 a temperatura atingiu 789 °C, e para um RE=0,50 foi encontrada a maior temperatura (1.038 °C). As temperaturas obtidas nesta simulação estão de acordo com a literatura para a RE de referência (0,30), em que temperaturas em torno de 700 a 800°C foram consideradas ótimas para a produção de gás de gaseificação conforme (RAMZAN *et al.*, 2011).

Na Figura 4.5 apresentada a composição do gás de gaseificação em função da variação da RE, em que foi observado um rendimento mais alto de H₂ para RE=0,30. Tal fato pode ser associado ao elevado teor de umidade presente nos resíduos com grande percentual de matéria orgânica, como é o caso dos resíduos sólidos domiciliares.

Por outro lado, na medida em que aumenta a presença de oxigênio no sistema, há uma queda no teor de H₂, devido à oxidação do hidrogênio. Ademais, uma análise primária indica que o alto percentual de CO e H₂ presentes no gás de gaseificação juntamente com teor de CH₄ são os principais contribuintes para a determinação do PCI do gás produzido segundo (NÁSNER, 2015).

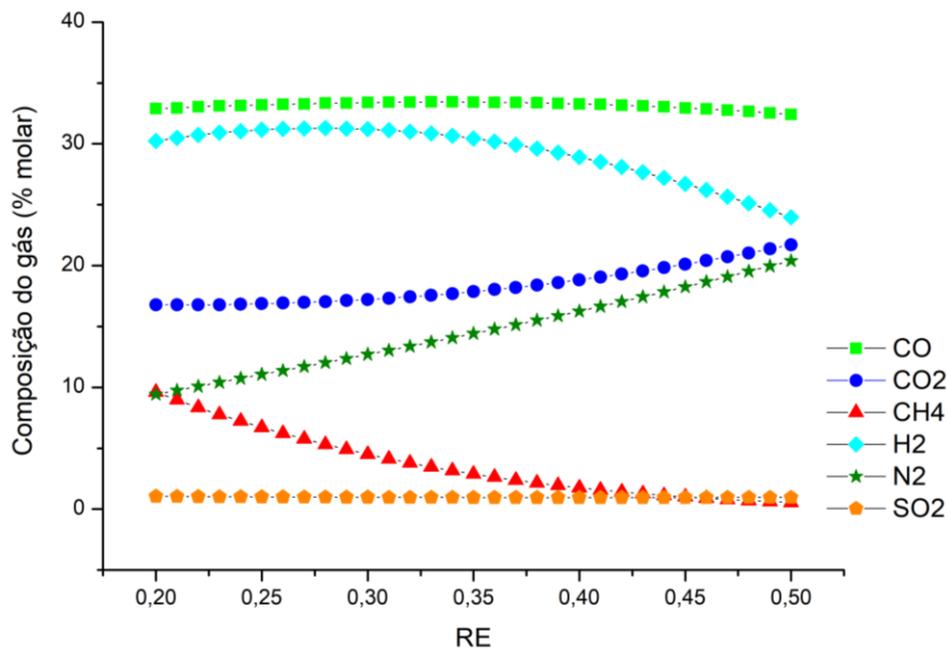


Figura 4.5 - Variação da composição do gás de gaseificação em função da RE (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).

Fonte: Elaboração própria.

Na Figura 4.5 é possível notar que para as faixas de RE entre 0,25 a 0,30 foram obtidas maiores frações molares para o H₂, variando de 30% a 31,2%, respectivamente. Um leve incremento de CO também pode ser observado a partir da RE 0,28 até 0,37 com percentuais variando entre 32,8% a 33,4%.

Com relação ao conteúdo de CH₄ no gás, nota-se uma diminuição da sua fração molar com o incremento da RE, sendo a variação de 9,6% a 1,2% para faixas de RE entre 0,20 e 0,43, tendendo próximo a zero para RE maiores (0,44 a 0,50). A composição molar obtida para os compostos descritos estão de acordo com os reportados por Arena (2012), que descreve o conteúdo médio dos principais compostos combustíveis do gás de gaseificação variando entre 15 e 30% para o CO, 12 e 40% para o H₂, 4,5 e 9% para o CH₄. Portanto, conclui-se que os valores obtidos pelo modelo utilizado neste trabalho estão em concordância com os resultados experimentais da gaseificação reportados na literatura.

Segundo Niu *et al.* (2014), na gaseificação de resíduos domiciliares, mais vapor é produzido por evaporação e as reações de reforma de vapor de carbono, CO, CH₄ são favorecidas. Devido ao alto teor de voláteis e ao baixo teor de carbono fixo, o calor e sua transferência na gaseificação (papel e têxtil) são melhores e mais gases leves (principalmente CO e CO₂) são produzidos por reações de fissuração. Ainda segundo os autores, com o

incremento da RE e da temperatura há a diminuição contínua do rendimento de CH_4 (reação de metanação), que pode ocasionar uma ligeira queda no PCI.

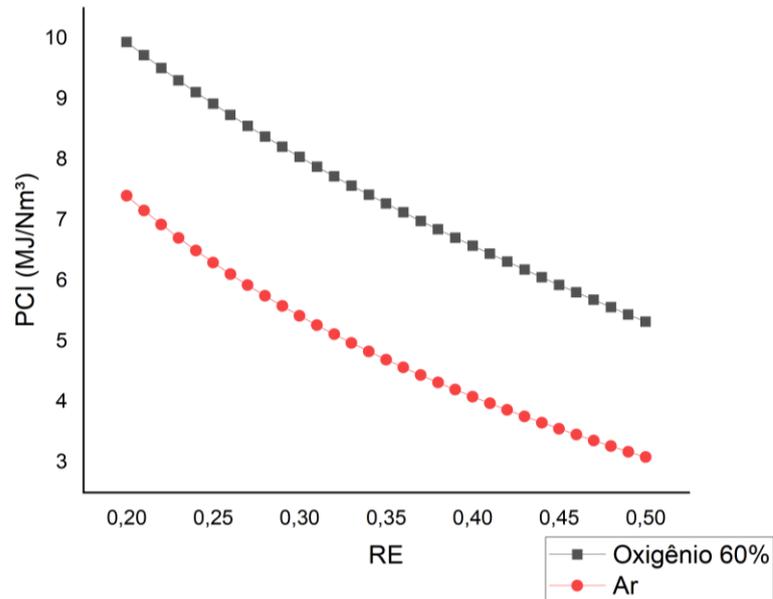


Figura 4.6 - Variação da PCI do gás produzido (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).

Fonte: Elabora própria.

De acordo com os valores apresentados na Figura 4.6, é possível observar que a utilização de misturas de ar enriquecido com oxigênio como agentes de gaseificação leva ao aumento do PCI do gás quando comparada à gaseificação apenas com ar.

O PCI do gás de gaseificação produzido utilizando ar enriquecido com oxigênio atingiu valores entre 8 a 7 MJ/Nm^3 para uma faixa de RE de 0,28 a 0,36 conforme pode ser observado na Figura 4.6. Os valores apresentados nesta análise estão alinhados aos reportados na literatura por Yuanhuan, *et al.* (2009) considerando as faixas de RE e a gaseificação com misturas de oxigênio no agente gaseificante também reportados por SALES *et al.* (2017), em que o valor do PCI decresce em função do incremento da RE..

No que diz respeito à Efrío em relação a variação da RE, observou-se uma queda na Efrío em função de RE mais altos para ambos os cenários de gaseificação analisados, como pode ser observado na Figura 4.7.

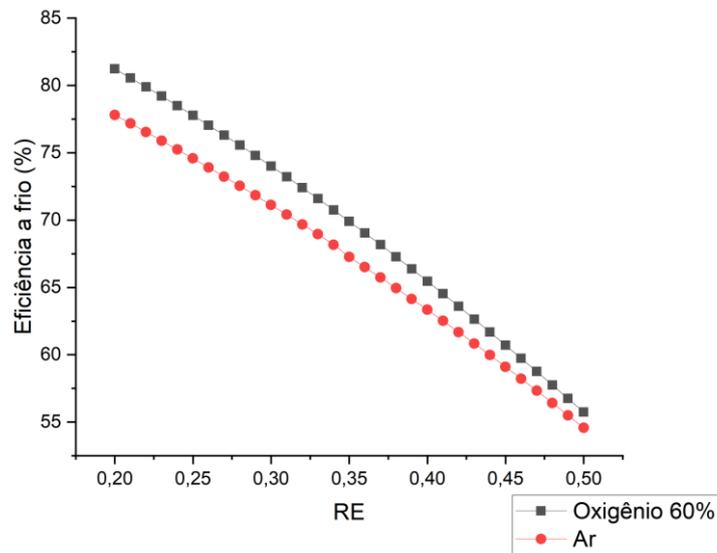


Figura 4.7 - Efeito da RE na eficiência a frio (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).

Fonte: Elaboração própria.

Considerando o cenário de gaseificação com ar atmosférico, a Efrio variou de 77% a 71% para a faixa de RE de 0,20 a 0,30. Já para a gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60% a Efrio foi de 81% e para a RE=0,20 e igual 74% para uma ZE=0,30. Os valores alcançados pelo modelo estão próximos aos reportados por Ramzan, *et al.* (2011), em que para uma RE=0,30 foi obtida uma Efrio de gaseificação para os resíduos de alimentos de 71%.

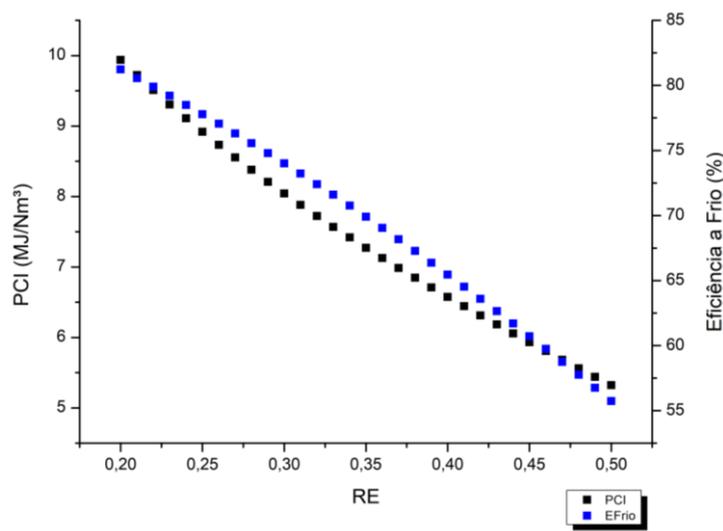


Figura 4.8 - Variação do PCI do gás e eficiência a frio (gaseificação com ar enriquecido com oxigênio 60%).

Fonte: Elaboração própria.

Uma síntese considerando os principais resultados obtidos para o cenário gaseificação utilizando como agente de gaseificação ar enriquecido com oxigênio 60% para a faixa de selecionada (RE = 0,30) são apresentados na Tabela 4.1.

O gás de gaseificação produzido é composto por uma mistura de compostos combustíveis e não combustíveis e alguns poluentes de baixo peso molecular, o qual tem sua composição apresentada na sequência.

Tabela 4.1 - Dados de saída fornecidos pelo modelo de gaseificação.

Parâmetro	Valor	
RE	0,30	
Temperatura de gaseificação	789 °C	
Vazão mássica do gás produzido (úmido)	82,8 kg/h	
Potência térmica	356,8 kW	
Eficiência a frio	0,74 %	
PCI do gás	8,04 MJ/Nm ³	
Vazão vol. do agente de gaseificação - ar enriquecido com oxigênio (60% O₂ – 40% N₂)	64,8 kg/h	
Composição do gás produzido (% vol.)	H ₂	31,20%
	CO	33,39%;
	CO ₂	17,22%
	CH ₄	4,51%
	N ₂	12,7%
	SO ₂	0,97%

Fonte: Elaboração própria.

4.2 Resultados geração de potência com MTG

As MTG são equipamentos com maiores exigências técnicas quanto ao uso de gás de gaseificação quando comparadas com outros acionadores. Segundo Rabou *et al.* (2008), a aplicação do gás de gaseificação em MTG deve obedecer a alguns requisitos, a saber: para uma

operação estável da microturbina deve considerar o PCI do gás de gaseificação maior que $8\text{MJ}/\text{Nm}^3$ e teor de H_2 em volume inferior a 30%. Este último requerimento é para evitar o retorno da chama (*flashback*) e o deslocamento da chama (*blowout*) (PAGE; SHAFFER; MCDONELL, 2012).

Das simulações realizadas para a gaseificação do CDR, foi considerada uma faixa de RE entre 0,20 e 0,30, considerando como agente de gaseificação ar enriquecido com oxigênio (60% O_2 - 40% N_2) tendo em conta o valor de PCI e teor de H_2 já mencionados e requeridos para o acionamento da MTG, sendo respeitada a vazão mínima de gás de gaseificação a ser alimentada à MTG (0,02 kg/s).

Considerando os parâmetros requeridos, com respeito à geração de energia elétrica para o cenário CGMTG, foi considerado como combustível o gás de gaseificação produzido, sendo obtidas potências elétricas na faixa de 79,6 e 100 kW, conforme apresentado na Figura 4.9.

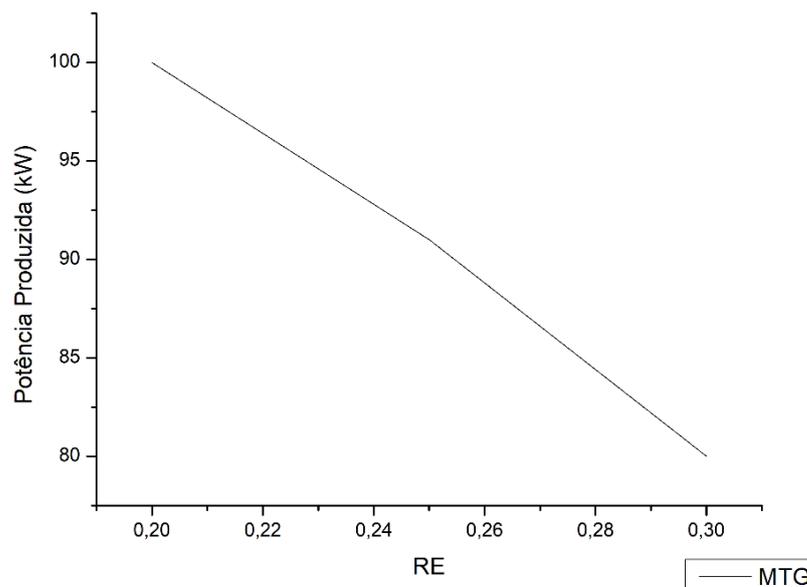


Figura 4.9 - Potência gerada pela MTG operando com gás de gaseificação.

Fonte: Elaboração própria.

De acordo com a Figura 4.9, nota-se que maiores potências foram atingidas para a faixa de RE entre 0,20 e 0,25, em que há uma variação da vazão de combustível (maior relação de ar/combustível), e conseqüentemente um aumento na potência elétrica gerada. A relação de ar/combustível para a MTG variou de 64,7 a 47,8 para a RE entre 0,20 e 0,30, em que foram obtidas potências elétricas de 100 a 79,6 kW, respectivamente.

Para o caso da eficiência térmica, observaram-se variações análogas para a eficiência conforme as variações da potência térmica. Para o cálculo da potência térmica, considerou-se a

Equação (19). Para uma $RE=0,30$ foi obtida potência térmica de 356,8 kW e, por conseguinte foi obtida uma eficiência de 22,3 %, conforme mostrado na Figura 4.10.

Na Figura 4.10 é possível observar a variação da eficiência da microturbina com uma tendência decrescente conforme diminui a potência, pois as composições do gás produzido variam para diferentes valores de RE.

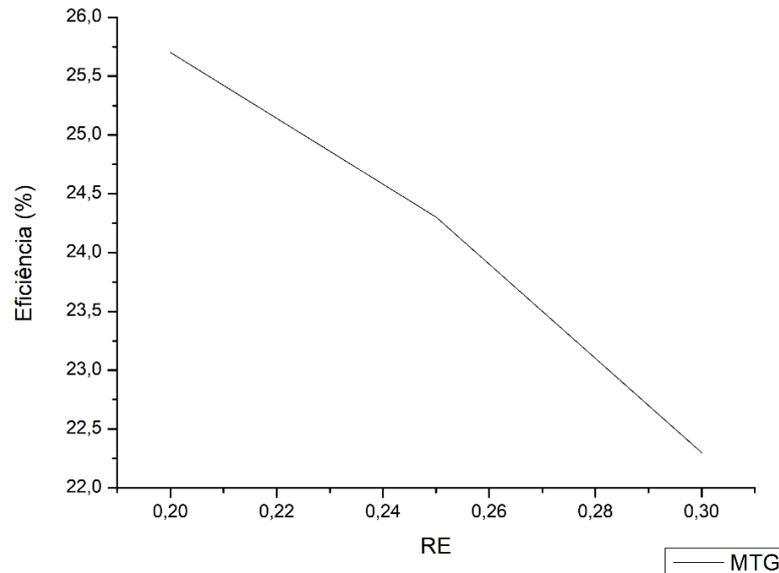


Figura 4.10 - Variação da eficiência da MTG operando com gás de gaseificação.

Fonte: Elaboração própria.

Nota-se que melhores eficiências foram apresentadas pelas composições do gás de gaseificação para as faixas de RE entre 0,20 e 0,25 em que foram obtidos maiores valores de potências (100 e 91 kW) respectivamente. Uma outra correlação pode ser realizada, posto que foi possível observar que na medida em que a RE aumentou de 0,25 a 0,30, o PCI do gás de gaseificação diminuiu de 9 MJ/Nm³ para 8 MJ/Nm³, devido a que maiores RE aumentam o teor de CO₂ e N₂ no gás de gaseificação e conseqüentemente são obtidos decréscimos nos teores de CO e H₂.

4.3 Resultados geração de potência com MCIA

Para avaliação do cenário CGMCIA, e posterior análise comparativa com o cenário CGMTG, foi utilizado o gás de gaseificação considerando a $RE=0,30$, utilizando ar enriquecido com oxigênio 60% como agente de gaseificação para a simulação do MCIA, posto que a faixa

analisada cumpre com os requerimentos para acionamento do motor com gás de gaseificação conforme já reportado na literatura, tendo em conta que para a utilização do gás de gaseificação em um MCIA, o PCI do gás deve ser maior que 5 MJ/Nm^3 (RINCÓN MARTÍNEZ; SILVA LORA, 2015). Ademais, considerando que as vazões de gás de gaseificação obtidas para as diferentes condições de RE variam, e com o intuito de respeitar os limites de vazões ar/combustível estabelecidos pelo fabricante para alimentação do MCIA, foi necessário que o mesmo trabalhasse em carga parcial para o aproveitamento da densidade energética das diferentes faixas de produção de gás utilizadas.

Contudo, os MCIA apresentam maior flexibilidade quanto à variação da composição do combustível e o volume gerado, quando comparado aos requerimentos da MTG, conforme já discutido anteriormente. Deste modo, os principais resultados da simulação são apresentados em função da variação da potência gerada, eficiência de geração e RE. A Figura 4.11 mostra a variação de potência gerada pelo MCIA em função da variação da RE.

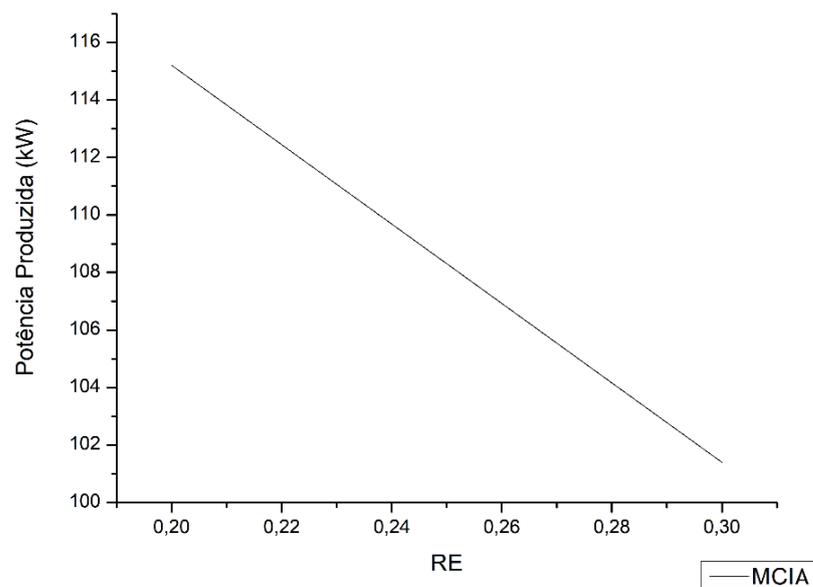


Figura 4.11 - Potência produzida pelo MCIA operando com gás de gaseificação.

Fonte: Elaboração própria.

De acordo com a Figura 4.11, pode-se observar que com o incremento da RE também variou a potência produzida, sendo que para um $RE=0,20$ a potência obtida foi de 115,2 kW e para a $RE=0,30$ uma potência elétrica de 101,4 kW. Por outro lado, este comportamento pode ser associado ao fato de que para valores mais altos de RE foram obtidas menores potências térmicas disponíveis por faixa de gás produzido, variando de 391,6 kW a 356,8 kW para RE de 0,20 a 0,30, respectivamente. Essa diminuição é causada pela variação da razão ar/combustível

alimentada ao MCIA, pois menores vazões de gás de gaseificação alimentadas levam a uma diminuição nessa razão e, conseqüentemente, a menores potências produzidas. A relação de ar/combustível para o MCIA variou de 8,3 a 5,3 para a RE entre 0,20 e 0,30, respectivamente.

Com relação à eficiência do MCIA ao ser acionado com gás de gaseificação, é possível observar que a eficiência tem uma tendência decrescente conforme diminui a potência. A variação da eficiência de geração do conjunto motor gerador é apresentada na Figura 4.12.

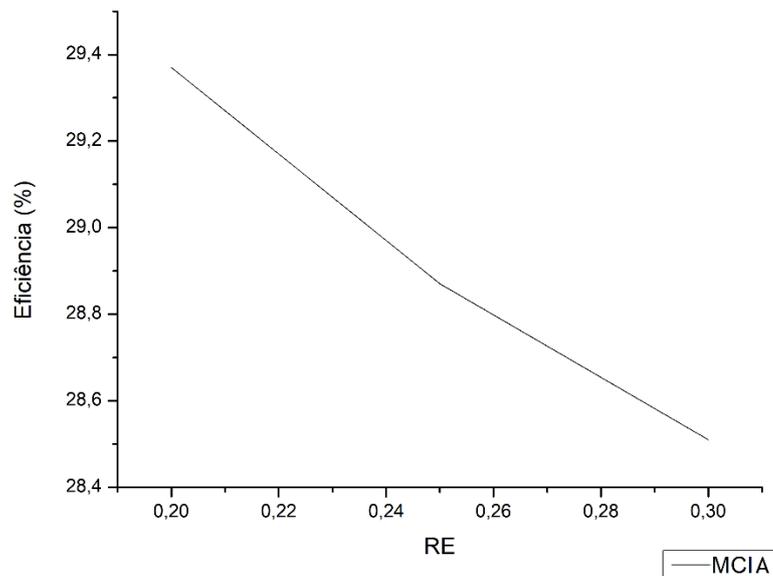


Figura 4.12 - Variação da eficiência de geração do conjunto motor gerador.

Fonte: Elaboração própria.

Com relação à variação da eficiência de geração de potência do MCIA com a utilização de gás de gaseificação, para uma RE=0,20 obteve-se uma eficiência de 29,3% e para a RE=0,30 esta apresentou-se próximo a 28,4%.

Neste contexto, o resultado está de acordo com o reportado por Martínez (2009), para o caso de um modelo de MCIA que funciona com gás de gaseificação, em que maiores eficiências e potências foram atingidas com a variação da vazão de combustível, maior PCI e conseqüentemente aumento da produção de potência produzida.

4.4 Síntese dos resultados da geração de potência

Os resultados obtidos a partir da modelagem da gaseificação do CDR e posterior simulação de geração de eletricidade a partir do gás de gaseificação são apresentados neste item.

Inicialmente os efeitos do uso de ar atmosférico (cenário 21% O₂ – 79 % N₂) como agente de gaseificação sobre a composição do gás de gaseificação e o PCI foram avaliados para uma faixa de RE de 0,20 a 0,50.

Para a gaseificação com ar, observou-se que, com o incremento da RE, há um aumento da temperatura de gaseificação onde, para uma RE=0,20 a temperatura foi de 610°C.

Já para uma RE=0,30 a temperatura atingiu 694°C. O valor do PCI calculado foi de 5,8 MJ/Nm³ para RE=0,30, sendo a fração molar máxima de CO igual a 17,38% e H₂ de 17,54%.

Tendo em conta os requerimentos dos acionadores a serem utilizados para a conversão do gás produzido em eletricidade, o combustível produzido neste cenário de gaseificação poderia ser aplicado apenas ao MCIA, uma vez que o PCI requerido para acionar a MTG encontra-se na faixa de 8MJ/Nm³. Portanto, visando atender aos requerimentos para o acionamento da MCIA e da MTG com gás de gaseificação foi considerada a simulação da gaseificação do CDR com o uso de ar enriquecido com oxigênio (cenário 60% O₂ - 40% N₂) como agente de gaseificação para uma faixa de RE de 0,20 a 0,30, em que foram analisadas a vazão de combustível, variação na composição do gás produzido e o PCI.

A temperatura de gaseificação atingida para uma RE=0,20 foi 690°C, já para uma RE=0,30 foi de 789°C. Os resultados demonstraram que para uma RE=0,30 obteve-se um gás de gaseificação rico em CO e H₂, com frações molares de 33,39% e 31,20%, respectivamente, resultando em um PCI igual a 8,04 MJ/Nm³.

Desta forma, a definição da faixa de RE também considerou a fração molar de H₂ aceitável para o acionamento da MTG que deve ser de até 30% na composição do gás produzido conforme reportado na literatura.

Com respeito à geração de energia elétrica, a MTG foi alimentada com gás de gaseificação produzido considerando uma faixa de RE de 0,20 a 0,30, onde foram obtidas potências elétricas entre 100 kW a 79,6 kW, respectivamente.

No caso da eficiência térmica, observaram-se variações análogas para a eficiência elétrica conforme as variações da potência térmica tanto para os cenários CGMTG quanto para o CGMCIA. Considerando o cenário CGMTG, para uma RE=0,20 foi obtida uma potência

térmica de 391,6 kW e uma eficiência à frio de 25,7%, enquanto que para uma RE=0,30 a potência térmica disponível é de 356,8 kW, sendo obtida uma eficiência a frio igual a 22,3%.

Com respeito às potências elétricas produzidas pelo cenário CGMCIA considerando o gás de gaseificação, estas variaram de 115,2 kW para uma RE = 0,20 a 101,4 kW para uma RE = 0,30. Já a eficiência de geração de potência utilizando o gás de gaseificação em MCIA variou entre 29,3% e 28,5% para a faixa de RE de 0,20 a 0,30.

Maiores potências foram atingidas com a variação da vazão de combustível (maior relação de ar/combustível) para ambos os cenários, no entanto, observou-se menores eficiências à medida que diminuiu a relação de ar/combustível e conseqüentemente uma redução na potência produzida. Este comportamento pode ser associado à variação das frações de H₂ presentes no gás de gaseificação, posto que a fração de H₂ aumenta até atingir um máximo valor e logo diminui. Neste caso, as máximas potências foram obtidas para os gases com maior fração de H₂, posto que grandes frações deste gás levam a um maior PCI do combustível em base mássica e conseqüentemente a uma maior potência térmica.

Deste modo, entende-se que o combustível produzido pelo modelo de gaseificação no cenário de gaseificação com ar enriquecido com oxigênio, tendo como referência uma RE=0,30 apresentou-se mais adequado às particularidades de cada cenário analisado (CGMTG e CGMCIA), considerando os seguintes parâmetros avaliados para a gaseificação do CDR: faixa de produção de gás de gaseificação com maiores teores das frações molares de H₂ e CO na composição do gás produzido para uma temperatura média de gaseificação entre 789°C e 800°C; PCI igual ou superior a 8 MJ/Nm³ para a geração de potência em MTG e teor de H₂ presente no gás de até 30%; PCI superior a 5% MJ/Nm³ para acionamento do MCIA.

Em síntese, tendo em conta a potência elétrica e eficiência obtidos a partir das simulações realizadas neste trabalho, dos acionadores primários analisados, observou-se que o MCIA se mostrou como a melhor opção para a geração de energia a partir do gás de gaseificação produzido, sendo que no CGMCIA foram obtidas as maiores potências elétricas variando de 101,4 a 115,2 kW. Ademais, estes equipamentos tendem a ter menos requerimentos técnicos para o funcionamento com gás de gaseificação quando comparados a outras tecnologias.

No entanto, também observou-se que foi possível acionar a MTG com os gases de gaseificação obtidos até a faixa de RE=0,30, pois a composição do gás produzido nestas faixas cumprem com os limites estabelecidos com relação a PCI e teor de H₂ (dado que esses gases apresentaram teores de H₂ maiores que 30% e podem levar a deslocamento e retorno da chama), indicando que as MTG têm maiores requerimentos técnicos relacionados com a qualidade do combustível a ser alimentado comparados com os outros acionadores primários.

5. AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DO CDR

Neste trabalho adotou-se a metodologia de ACV para avaliar o desempenho ambiental das tecnologias utilizadas para a conversão do CDR em energia elétrica. Para a análise da metodologia de ACV utilizou-se o *software* SimaPro® v.8 (Pré Consultants, da Holanda).

Para a realização deste estudo, foram definidos: i) o objetivo e o escopo; ii) inventário de ciclo de vida e iv) avaliação do impacto de ciclo de vida.

5.1 Objetivo e escopo da ACV

O objetivo da ACV neste trabalho se deu no sentido de avaliar o desempenho ambiental dos cenários de produção de energia elétrica a partir da conversão do CDR a gás de gaseificação e este em eletricidade utilizando dois acionadores primários – MTG e MCIA por meio da aplicação de uma análise comparativa.

O escopo deste trabalho é a gestão do RSU municipal no Brasil e a aplicação desejada desta ACV é que seus resultados possam:

- Auxiliar à gestão pública na tomada de decisões e diagnóstico correto quanto às práticas de manejo dos RSU e às novas possibilidades a serem adotadas para o gerenciamento dos sistemas de gestão ambiental de maneira mais eficiente no que diz respeito ao seu aproveitamento energético nos pequenos municípios brasileiros;
- Propor mudanças nos sistemas convencionais de produção de energia elétrica em pequena escala com base em ganhos ambientais significativos;
- Subsidiar futuros estudos de ACV para o setor de energia, que utilizem resíduos sólidos urbanos (RSU) e ou combustível derivado de resíduos (CDR) através da elaboração dos inventários de ciclo de vida (ICV) destes insumos, bem como possíveis abordagens que visem integrar outras tecnologias para a produção de eletricidade a partir dos produtos obtidos.
- Função e unidade funcional (UF): a função do sistema considerado é a de produzir gás de gaseificação a partir do uso CDR e para a UF de 465,319 kg de RSU e posterior utilização para a produção de eletricidade. Considera-se que a energia produzida em questão é um produto final, não sendo considerada a avaliação da etapa de uso da eletricidade. Portanto, esta pesquisa apresenta um ponto de vista de ACV em que são

consideradas no processo as etapas de coleta do material (matéria-prima), seu processamento e finalmente a produção de eletricidade, ou seja, do berço ao túmulo (*Cradle to Gate*), com foco em sua produção e não no uso final.

A unidade funcional e o fluxo de referência do estudo compreendem 465,319 quilogramas por hora de RSU, deste modo, todos os fluxos de entradas e saídas e os resultados do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) são calculados com base neste valor.

Fronteira do sistema

O fluxo do cenário RSU assumido como referência neste estudo considera a separação de RSU na fonte, além da etapa secundária de triagem dos resíduos na planta de tratamento do CDR. A delimitação do sistema de gerenciamento de RSU – Fronteira do sistema considerado neste trabalho compreende desde a coleta e o transporte do RSU à planta piloto até a produção de eletricidade. O diagrama completo, para ambos os cenários, é mostrado na Figura 5.1, onde a linha pontilhada representa a fronteira do sistema, com suas entradas e saídas.

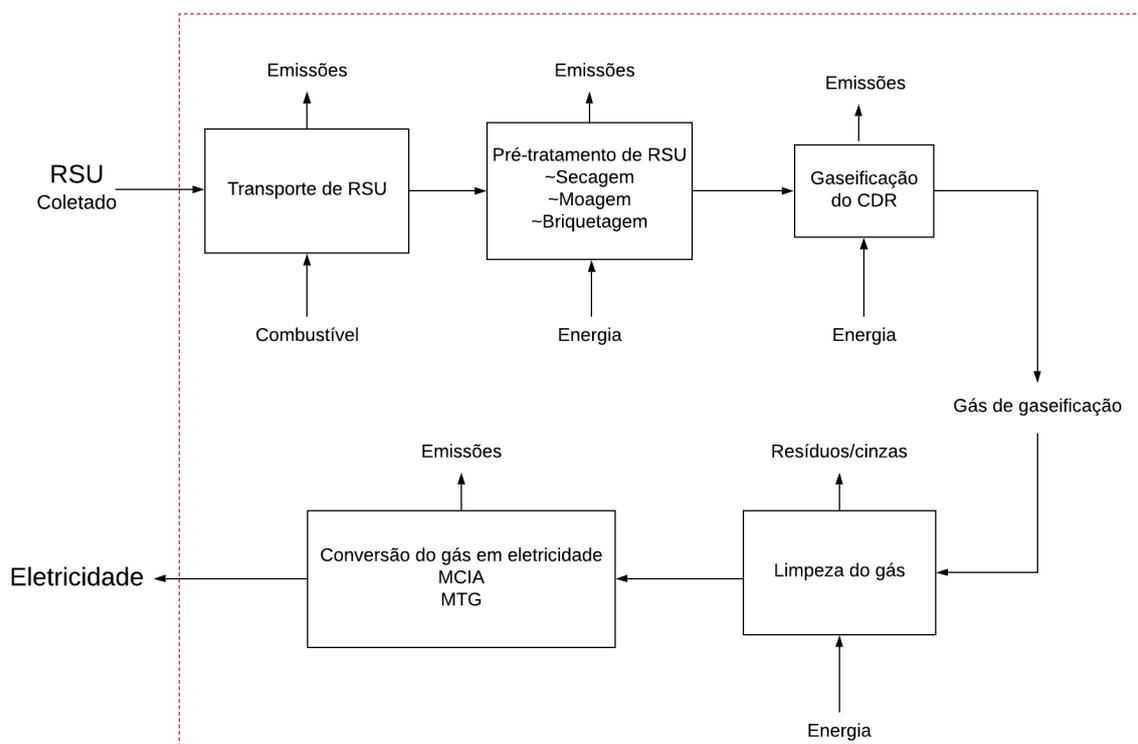


Figura 5.1 - Limites do sistema para as unidades WtE analisadas.

Fonte: Elaboração própria.

5.2 Inventários de Ciclo de Vida - ICV

Nas seguintes secções serão relacionadas as emissões de cada etapa de processamento do RSU a CDR considerados na planta até a etapa de conversão do CDR em energia elétrica e que serão levadas em conta na ACV.

Deste modo, foi necessário buscar nesta base de dados os inventários que, em conjunto, representassem coerentemente os cenários eletricidade, do modo como serão apresentados. Adicionalmente, para a composição do inventário para o processo de produção de energia elétrica foram utilizados inventários nacionais de eletricidade – mix de geração de energia elétrica no Brasil conforme Miranda (2019), os quais melhor representam a realidade brasileira.

Por conseguinte, para construção do inventário da etapa de pré-tratamento dos RSU, são assumidas emissões geradas pelo consumo de eletricidade no processamento destes, posto que, nesta etapa têm-se apenas frações mínimas de partículas sólidas que se desprendem no processo de briquetagem do CDR, sendo, portanto, valores considerados desprezíveis. Já com relação às emissões da etapa de gaseificação do CDR, não foram encontrados inventários prontos ou dados sobre às emissões envolvidas na literatura. Desse modo, por simplificação, foi assumido para o inventário da etapa de gaseificação do CDR como dados de entrada o consumo de energia elétrica para o acionamento de um Motor (soprador de der de alta pressão). Como saída do processo, o conteúdo de cinzas resultantes do processamento do combustível, sendo que os demais dados demandados em cada processo desta pesquisa foram tomados da biblioteca do SimaPro.

Para isso foi elaborada uma planilha, com entradas de dados específicos de cada etapa considerada tendo em conta a unidade funcional estabelecida, considerando a entrada de 465,319 kg/h de RSU na fronteira do sistema, e respectivos consumos de eletricidade em cada etapa de processamento do RSU a CDR, com as saídas de cada inventário, sendo os dados dos inventários do ciclo de vida compilados pelo *software* SimaPro para posteriormente proceder com a realização da avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV).

Na Tabela 5.1, são apresentados os dados considerados para os inventários de ciclo de vida – entradas e saídas adotadas para as etapas de transporte do RSU – consumo e emissões da queima do diesel em veículos de carga pesada, processamento do CDR tendo em conta a etapa de pré-tratamento dos resíduos, processamento do CDR até a produção de conversão do CDR em eletricidade.

Tabela 5.1 - Inventários de ciclo de vida dos cenários analisados para a UF de 465,319 kg de RSU.

Etapa - Transporte RSU			
Parâmetros	Diesel - Transporte RSU	Parâmetros	Quantidade/UF
Entradas	Quantidade /UF	Saídas (queima do diesel)	
Diesel	5,09078 kg	CO₂	0,671L
	0,006152 kg	CO	
	0,005998 kg	NO_x – óxidos de nitrogênio	
	0,000846 kg	THC – Hidrocarbonetos Totais	
	0,04999 kg/h	PM₁₀ – Material Particulado	
Etapa - Pré-tratamento e Gaseificação CDR			
Entradas	Quantidade /UF	Saída	Quantidade /UF
Eletricidade – Pré-tratamento do CDR	44,4 kW	Cinzas	2,43 kg
Eletricidade – Gaseificação	1,321 kW		
Ar	64,8 kg		
Etapa - Geração de potência elétrica – MTG			
Entradas	Quantidade /UF	Saídas	Quantidade /UF
Gás de gaseificação	164,8 kg	CO ₂	25,35 kg
		SO ₂	7,48 kg
		Eletricidade produzida	79,6 kW
Etapa - Geração de potência elétrica – MCIA			
Entradas	Quantidade /UF	Saídas	Quantidade /UF
Gás de gaseificação	164,8 kg	CO ₂	73,63 kg
	1,88 kg	SO _x	1,88 kg
		Eletricidade produzida	101,4 kW

Fonte: Elaboração própria.

As emissões correspondentes a CO₂, CO, óxidos de nitrogênio (NO_x), Hidrocarbonetos Totais (THC) e material particulado (PM₁₀) associadas à combustão do diesel num motor de combustão interna alternativo (MCIA), foram calculadas utilizando fatores de emissão estimados por (Grigoratos *et al.*, 2019), levando em consideração o consumo do Diesel para o transporte de RSU já mencionado anteriormente e referenciado no Capítulo 3, tendo como referência a distância percorrida para o transporte de RSU coletado no município de Itajubá e depositado na Planta piloto, bem como seu PCI e densidade, além da eficiência elétrica do motor.

5.3 Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida - AICV

No presente trabalho foram determinados os impactos ambientais de um sistema de geração de eletricidade que utiliza gás de gaseificação produzido a partir de CDR. A análise avaliou o desempenho ambiental de dois cenários para a conversão energética deste combustível (CGMTG e CGMCIA), utilizando o método de avaliação de impacto ambiental ReCiPe v1.10, empregado para avaliar os dados, e presente na base de dados do *software* SimaPro 8.0.3.14. Esse método procura harmonizar, nos modelos ambientais, os impactos orientados aos problemas (*midpoint*) e as categorias de danos (*endpoint*) (GOEDKOOOP *et al.*, 2009b).

Os resultados da avaliação realizada foram subdivididos de acordo com a contribuição de cada etapa de processamento do RSU realizada, considerando-se desde o transporte dos resíduos à planta de tratamento, as etapas de pré-tratamento e produção do CDR, a gaseificação do CDR até a conversão deste em eletricidade conforme os impactos ambientais originados.

O potencial de impacto de cada uma das categorias será apresentado no eixo vertical, sendo que 100% representa o sistema com maior impacto dentro de cada categoria analisada. Os impactos dos outros sistemas são expressos como uma fração deste, sendo os valores negativos uma representação do potencial de minimização do impacto em análise no respectivo cenário. Portanto, os resultados da avaliação de cada cenário serão apresentados individualmente, em função das etapas consideradas e de suas contribuições percentuais dentro de cada categoria de impacto avaliada. Acredita-se que, deste modo, seja possível identificar os pontos relevantes existentes para o tratamento termoquímico sugerido neste estudo para os RSU, tendo em conta a influência do tipo de gestão e de destinação dos RSU quando este tratamento for avaliado holisticamente.

5.3.1 Caracterização dos Cenários Gaseificação do CDR e Geração de Eletricidade (CGMTG e CGMCIA)

Para a análise do impacto ambiental e comparação de ambos os cenários avaliados (CGMTG e CGMCIA) foram utilizadas categorias de *midpoint* apresentadas na Tabela 5.2, bem como são apresentados os resultados para os potenciais impactos ambientais das etapas de processamento do CDR e produção de gás de gaseificação realizadas na planta.

A avaliação de impactos ambientais procedeu-se com a utilização de indicadores de categorias de impacto ao nível *midpoint* por meio da caracterização dos cenários analisados, sendo este um dos indicadores de sustentabilidade mais comumente usados para calcular o desempenho do ciclo de vida. Um indicador representa uma variável que descreve uma característica do estado de um sistema, geralmente por meio de dados observados ou estimados” (SILVA LORA *et al.*, 2011).

É importante ressaltar que os fatores de caracterização do *midpoint* são baseados em princípios de equivalência, isto é, as pontuações de caracterização do *midpoint* são expressas em equivalentes em kg de uma substância em comparação com uma substância de referência (OCAMPO BATLLE *et al.*, 2020).

Conforme pode ser observado na Tabela 5.2, os resultados obtidos para as categorias de impactos analisadas, para comparações, têm-se que valores maiores indicam pior desempenho do cenário na categoria, ao passo que valores menores ou negativos indicam benefícios ambientais.

Posteriormente procede-se à interpretação de dados por categorias de impacto em função das etapas realizadas na planta de gaseificação consideradas igualmente para cada cenário analisado.

Os resultados apresentados na Figura 5.2 e 5.3, permitem observar claramente os potenciais impactos ambientais para os dois cenários avaliados, sendo estes advindos das etapas de transporte e pré-tratamento dos RSU, principalmente para as categorias de impacto toxicidade humana, Ecotoxicidade marinha e de água doce e Depleção de combustíveis fósseis).

Tabela 5.2 - Resultados dos impactos ambientais dos cenários GCMTG e GCMCIA no SimaPro v.8.0, e método ReCiPe *Midpoint* v1.10.

Categorias de impacto <i>Midpoint</i>	Transporte RSU	Pré-tratamento RSU/CDR	Gaseificação CDR	Geração de potência - MTG	Geração de potência - MCIA	Unidade
Mudança climática	5,52	2,47E3	20,1	-4,36E3	-5,58E3	kg CO _{2eq}
Depleção do ozônio	8,63E-11	2,51E-7	2,04E-9	-4,9E-7	-5,72E-7	kg CFC-11
Acidificação terrestre	0,00656	17,7	0,144	-29,8	-38,6	kg SO _{2eq}
Eutrofização aquática		0,0012	9,74E-6	-0,00214	-0,00273	kg P eq
Eutrofização marinha	0,000343	1	0,00817	-1,8	-2,29	kg N eq
Toxicidade humana	0,0756	0,265	0,00216	-0,476	-0,606	kg 1,4-DB eq
Formação de ozônio fotoquímico	0,0101	26,5	0,216	-47,4	-60,5	kg NMVOC
Formação de material particulado	0,00231	6,67	0,0543	-11,6	-14,8	kg PM _{10eq}
Ecotoxicidade terrestre	2,68E-6	0,0776	0,000632	-0,139	-0,177	kg 1,4-DB _{eq}
Ecotoxicidade aquática	0,0097	0,0639	0,00052	-0,114	-0,146	kg 1,4-DB _{eq}
Ecotoxicidade marinha	0,00948	0,0268	0,000218	-0,0481	-0,0613	kg 1,4-DB _{eq}
Radiação ionizante		1,01	0,00822	-1,81	-2,3	Kg Bq U235 _{eq}
Ocupação de terras agrícolas		2,24	0,0183	-4,02	-5,12	m ² a
Ocupação de solo urbano		0,0249	0,000203	-0,0447	-0,0569	m ² a
Transformação natural da terra		0,00678	5,52E-5	-0,0122	-0,0155	m ²
Depleção da água		237	1,93	-425	-541	m ³
Depleção do metal		0,0243	0,000198	-0,0436	-0,0556	kg Fe _{eq}
Depleção de combustíveis fósseis	0,706	2,2	0,0179	-3,95	-5,03	kg oil _{eq}

Fonte: Elaboração própria

As emissões originadas da atividade de transporte de resíduos, estão relacionadas principalmente à velocidade acelerada ou reduzida e os combustíveis usados durante a operação em caminhões de carga pesada (NIE et al., 2018). Segundo os mesmos autores, a coleta mista de resíduos e transporte não se distinguem entre categorias, por isso sua eficiência de entrega é a mais alta. Ademais, a quantidade de veículos a serem utilizados no transporte também é diferente, podendo variar em função de vários fatores como por exemplo a variação na geração diária de resíduos.

Ressalta-se que, o impacto significativo resultante da etapa de transporte de RSU mediante as categorias de impacto analisadas neste trabalho para os cenários CGMTG e CGMCIA, também pode ser associado ao fato de haver apenas o consumo de recursos pelo uso do diesel em veículos, sem geração de energia.

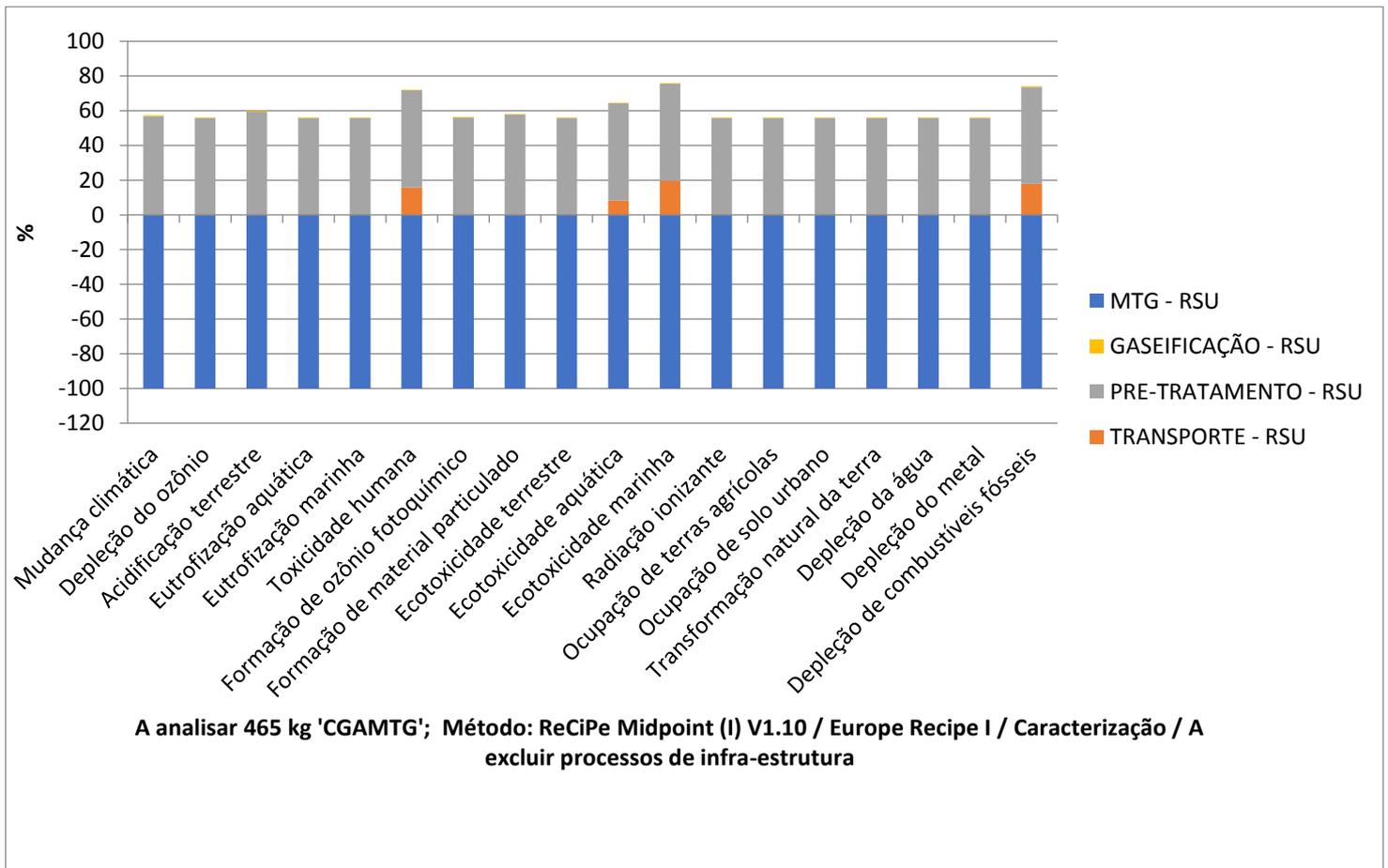


Figura 5.2 - Categorias de impacto analisadas para o cenário CGMTG

Fonte: Elaboração própria.

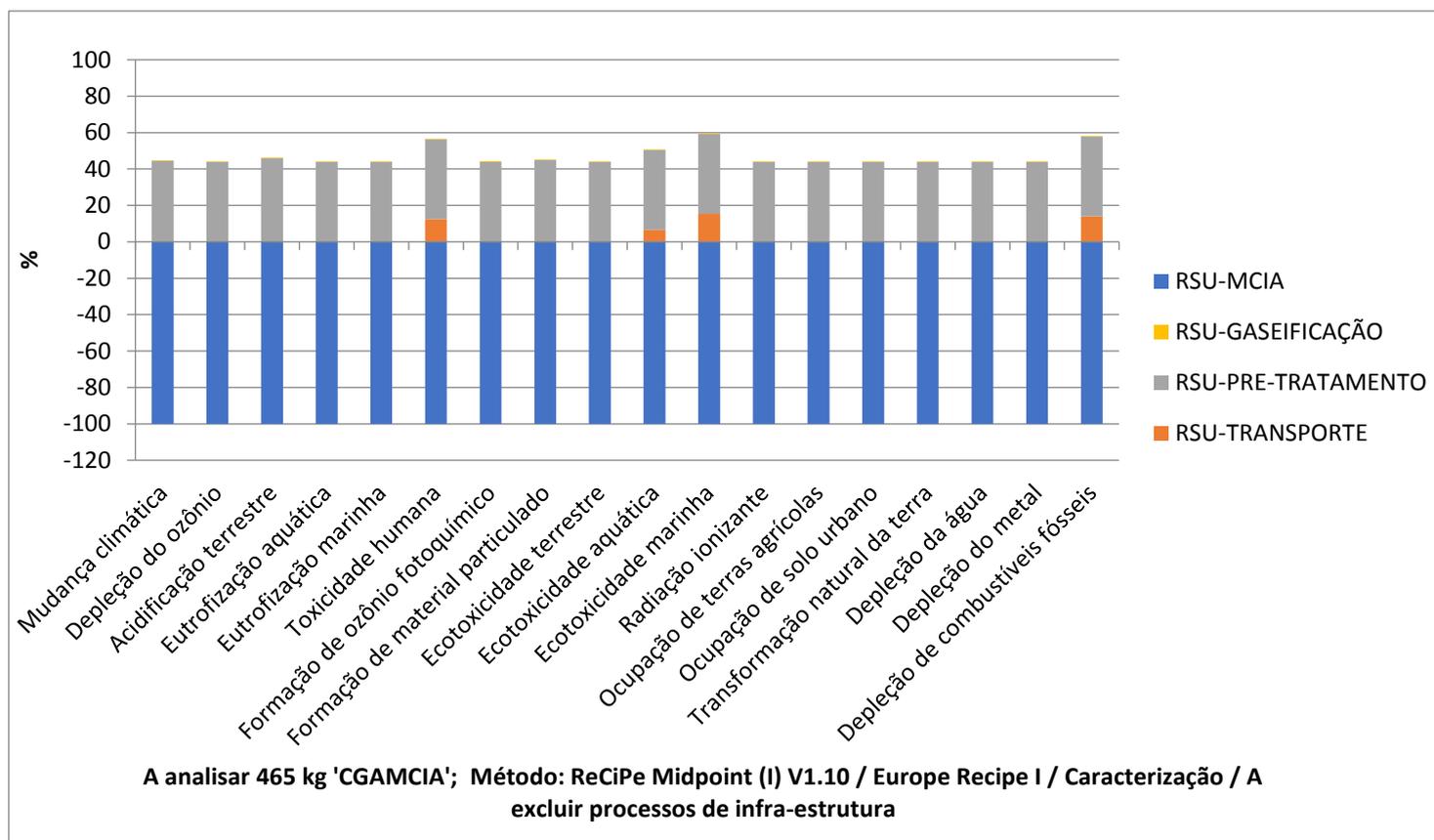


Figura 5.3 - Categorias de impacto analisadas para o cenário CGMCIA

Fonte: Elaboração própria.

Tendo em conta os resultados expressos de caracterização dos impactos ambientais para os cenários gaseificação do CDR e geração de eletricidade (CGMTG e CGMCIA), no que tange às emissões originadas da etapa de transporte de RSU, logo, uma alternativa para a redução destes impactos seria o redimensionamento das rotas de coleta de RSU, de forma a otimizar a coleta e a redução no consumo de combustível, e assim minimizar os impactos ambientais decorrentes do transporte dos resíduos.

Por outro lado, têm-se que o “controle” na geração e redução de resíduos urbanos apresenta-se como um entrave, e requer um trabalho constante de educação ambiental à população, pois, entende-se que apenas a partir da mudança de hábitos de consumo é que será possível conquistar maiores avanços no que tange à gestão sustentável dos resíduos e a preservação ambiental.

5.4 Avaliação e impactos ambientais

As categorias de impacto citadas neste trabalho são avaliadas pela maioria dos métodos de AICV reportadas na literatura, e denominadas por alguns autores como categorias tradicionais para a avaliação do impacto de ciclo de vida (MENDES, 2013).

Para a análise ambiental, os cenários foram comparados utilizando as categorias de impacto *midpoint* do método ReCiPe. A título de comparação, vale ressaltar que, os valores positivos indicam pior desempenho do cenário na categoria, sendo os menores valores ou negativos indicadores dos benefícios ambientais. Portanto, procede-se com discussão dos resultados para as categorias de impacto em função das respectivas unidades, a saber: Potencial de aquecimento global (kg CO₂ eq); Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq); Acidificação (kg SO₂ eq); Eutrofização (kg N eq); Ecotoxicidade e Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq); Oxidantes fotoquímicos (kg MNVOC eq) e Uso da terra (m²a), também consideradas como tradicionais neste trabalho para análise dos impactos em termos de kg de produto da planta piloto (100 kg de CDR).

Potencial de aquecimento global

Para o potencial de aquecimento global (PAG), segundo Henríquez (2016), é um fator importante que está extremamente ligado à quantidade de resíduos sólidos orgânicos (RSO) que são depositados em aterros, e a quantidade de produção e queima de CDR. Deste modo, os cenários selecionados neste estudo podem redirecionar quantidades consideráveis de fluxos de resíduos que, de outra forma, seriam destinados para aterros, gerando mais PAG.

Os resultados obtidos para esta categoria foram satisfatórios, gerando menores valores que indicam a redução das emissões, resultantes dos encargos evitados pelos beneficiamentos da geração de energia elétrica. Ademais, o uso do MCIA para geração de energia é o menor contribuinte da emissão total de CO₂ com valor de -5,58E3 kg CO₂ eq para a etapa de geração de potência. Por outro lado, a etapa de transporte dos RSU é a maior contribuinte para a emissão de CO₂ com valor de 5,52 kg CO₂ eq.

Depleção da camada de ozônio

O potencial de depleção da camada de ozônio é maior para o cenário CGMTG com valor de 8,63E-11 kg CFC-11 eq para a etapa de transporte, em função das emissões provenientes da

queima de combustível de origem fóssil. No entanto, menor contribuição para a depleção da camada de ozônio pode ser observada considerando a etapa de produção de eletricidade no cenário com MTG (-4,36E+03 kg CFC-11 eq). Já para o cenário CGMCIA, a conversão do gás de gaseificação em eletricidade representa a maior contribuição em termos de redução da depleção da camada de ozônio, com valor igual a -5,72E-7 kg CFC-11 eq. Nesse cenário o resultado é justificável devido à diversidade de compostos presentes na fração mista de RSU selecionada, sendo estas emissões uma consequência do processamento de certos materiais combinados com a substância halogenada CFC-11.

Acidificação e Eutrofização

Os impactos ambientais acidificação/eutrofização são causados pela deposição de substâncias inorgânicas tais como sulfatos, nitratos e fosfatos. Estas deposições ocorrem principalmente através de emissões atmosféricas (NO_x , SO_x e NH_3) ou diretamente na água, alterando assim o nível de acidez e de nutrientes do ecossistema (RENÓ, 2011).

A queima de compostos e emissões de SO_2 na etapa de geração de potência no cenário CGMTG constituem poluentes que contribuem diretamente na acidificação/eutrofização terrestre, bem como, de danos na mudança climática e recursos. Já no cenário CGMCIA, as mesmas categorias apresentam uma redução de aproximadamente 15% e 18%, respectivamente.

Pode-se observar que a etapa de geração de energia utilizando o gás de gaseificação tanto com MTG quanto com o MCIA representa impactos ambientais positivos, posto que para a referida etapa em ambos os cenários há a geração evitada de energia elétrica, que, por sua vez, diminui o consumo de recursos naturais e de eletricidade da rede elétrica brasileira, e consequentemente reduz no aquecimento global, na acidificação e eutrofização.

Para o cenário CGMCIA, etapa de geração de potência, as categorias acidificação terrestre e eutrofização marinha apresentaram os menores impactos ambientais com valores de -38,6 kg SO_2 eq e de -2,29 kg N eq, respectivamente.

Ecotoxicidade

Toxicidade humana

Para as categorias de impacto ecotoxicidade terrestre, marinha e de água doce, e toxicidade humana verifica-se maior contribuição de impactos para o cenário CGMTG, de 49%, 76%, 61% e 75%, respectivamente. A queima de compostos e emissões de SO_2 originadas no

processo de gaseificação e geração de potência na MTG constituem poluentes que contribuem diretamente na acidificação/eutrofização terrestre, bem como de danos na mudança climática e recursos. Já no cenário CGMCIA, as mesmas categorias apresentam uma redução de aproximadamente 9%, 15%, 18%, 6%, respectivamente.

Oxidantes fotoquímicos

Os resultados dos impactos para as categorias de impacto formação de ozônio fotoquímico e formação de material particulado para as etapas analisadas indicam que para ambos os cenários houve maior contribuição para os impactos ambientais na etapa de pré-tratamento do combustível com valores de 26,5 kg MNVOC eq e 6,67 PM₁₀ eq respectivamente. Com respeito a influência dos impactos ambientais na etapa de geração de energia com MTG e MCIA, os resultados demonstraram que o cenário CGMCIA é o que gera menor impacto para as referidas categorias, com valores de -60,5 kg MNVOC eq e -14,8 kg PM₁₀ eq.

Consumo de recursos

Para a categoria de depleção de combustíveis fósseis, observou-se benefícios ambientais para ambos os cenários de geração de eletricidade (Tabela 5.2), o que indica contribuições em relação aos recursos evitados. No caso do cenário geração de eletricidade CGMCIA (Figura 5.3) a geração de energia elétrica nacional, considerando o uso de gás de gaseificação como combustível em substituição do óleo combustível (diesel) no MCIA, este gera benefícios reduzindo o consumo de recursos energéticos fósseis e minerais. Desse modo, é evidenciado o melhor desempenho ambiental do cenário geração de potência CGMCIA para a categoria de depleção de combustíveis fósseis com valor de -5,03 kg oil eq, posto que neste há maior produção de eletricidade, e indica maiores benefícios em relação às categorias de impacto quando comparado ao cenário de geração de eletricidade CGMTG (Figura 5.2).

Uso da terra

O uso da terra ainda configura como umas das dificuldades relacionadas à gestão sustentável de RSU, ao passo, têm-se uma diminuição significativa de terras agricultáveis ocupadas por aterros sanitários e locais de disposição inadequada de resíduos. As limitações quanto ao uso e ocupação do solo, e à necessidade de avanços com relação ao desenvolvimento

de práticas e tecnologias que atendam aos diferentes cenários de gestão dos resíduos ainda constituem grandes entraves em todo o mundo.

Menor impacto ambiental pode ser observado para o cenário CGMCIA quanto à categoria ocupação de terras agrícolas, com valor de $-5,12 \text{ m}^2\text{a}$, enquanto que para o cenário CGMTG este valor cai para $-4,02 \text{ m}^2\text{a}$. O comportamento decrescente pode ser observado para as categorias ocupação de solo urbano e transformação da terra natural para o mesmo cenário, considerando a etapa produção de energia elétrica mediante uso dos dois acionadores primários MTG e MCIA.

5.5 Interpretação - comparação geral entre os cenários analisados

A Figura 5.4 apresenta uma comparação geral entre os dois cenários com base nas categorias de impactos apresentadas.

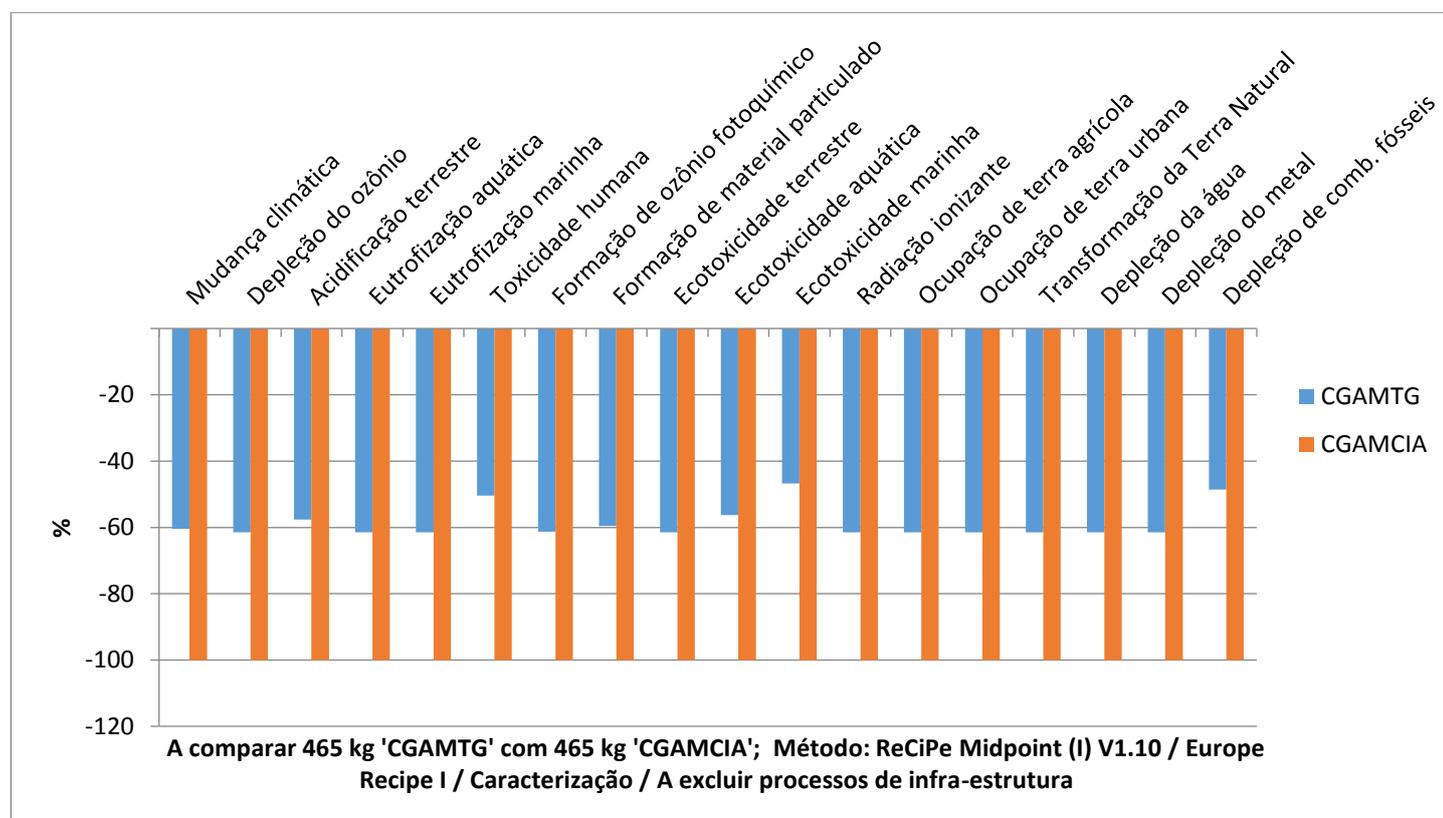


Figura 5.4 - Comparação geral das categorias de impacto para os cenários analisados

Fonte: Elaboração própria.

Conforme dados apresentados na Figura 5.4, é possível observar que o cenário CGMTG apresenta maior contribuição de impactos ambientais quando comparado ao cenário CGMCIA. No que tange às categorias de impactos ambientais, por exemplo, nota-se uma variação entre os cenários em torno de 40% para a maioria das categorias de impactos avaliadas. Contudo, o percentual negativo expresso para as categorias apresentadas representa a contribuição em termos de minimização de impactos ambientais decorrentes principalmente do uso evitado de energia elétrica da rede brasileira considerando os cenários CGMTG e CGMCIA.

O CGMTG é o que apresenta maior contribuição para todas as categorias de impactos ambientais analisadas. Já o CGMCIA apresentou menores impactos ambientais para a produção de energia elétrica em comparação com o CGMTG para todas as categorias de impactos analisadas, e deste modo, melhor desempenho ambiental para a produção de eletricidade a partir da utilização de gás de gaseificação originado de CDR. Por outro lado, as categorias que expressam maiores impactos para os dois cenários analisados são: toxicidade humana, ecotoxicidade marinha e depleção de combustíveis fósseis.

Conforme reportado por Henríquez (2016), nos cenários em que se pode produzir eletricidade, evita-se a emissão de substâncias que compõem o inventário da eletricidade, modelada como sendo uma média representativa da matriz energética brasileira. Portanto, melhores resultados podem ser alcançados considerando cenários comparativos como os propostos neste estudo. Todavia, para a obtenção de resultados mais sólidos e conclusivos é imprescindível a melhoria dos dados para a construção do inventário do ciclo de vida, e para isto sugere-se que a coleta de dados seja realizada com mais precisão das emissões e da composição dos RSU. Além disso, por se tratar de uma análise não experimental, a adoção de *softwares* para simulação de cenários possui limitações quanto a imprecisão de dados de emissões se comparados com os resultados que podem ser obtidos através de análises experimentais, a exemplo a análise cromatográfica, em que são adotados equipamentos específicos e de maior precisão.

Os resultados do presente estudo podem ser aplicados em outros estudos de ACV de produtos e processos que tenham entre seus insumos RSU e/ou CDR, e assim, determinar os perfis ambientais considerando todo o ciclo de vida. Contudo, os resultados obtidos nesta avaliação incentivam a discussão acerca da ACV, sendo importante o aperfeiçoamento desta ferramenta para redução de incertezas e maior representatividade. Ademais, deve-se conhecer melhor os processos produtivos e seus impactos no meio ambiente, para que estas informações subsidiem decisões políticas e estratégicas para a melhoria dos sistemas de gestão de RSU aplicados atualmente.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho focalizou em realizar uma avaliação técnica e ambiental da gaseificação do combustível derivado de resíduos sólidos urbanos para a produção de eletricidade em escala piloto aplicando como ferramenta a Avaliação do Ciclo de Vida.

A finalidade desta avaliação foi de evidenciar possibilidades de inserir no setor energético a produção de energia elétrica a partir de CDR. A seguir são reportadas as principais conclusões deste estudo.

- A pesquisa bibliográfica indicou que dentre as soluções adequadas ao gerenciamento do resíduo sólido para municípios com população inferior a 100.000 habitantes (no que tange à viabilidade técnica e econômica) uma alternativa promissora é a formação de sistemas de gestão compartilhada com municípios vizinhos – consórcios, visando maior economia nos processos, bem como viabilizar soluções.
- Com relação às tecnologias emergentes para a produção de energia elétrica, a gaseificação apresenta uma promissora alternativa tecnológica para a gestão e tratamento de RSU, pois possibilita a produção de um gás passível a diferentes aplicações com enfoque na produção de eletricidade, e baixo impacto ambiental quando comparado aos métodos tradicionais utilizados;
- O estudo de caso estabelecido apontou a tecnologia integrada gaseificação e motor de combustão interna alternativo (cenário CGMCIA) como atrativo, posto que este apresentou melhor desempenho ambiental e operacional para a produção de eletricidade a partir da utilização de gás de gaseificação originado de CDR, pois houve a minimização nas emissões de poluentes preocupantes como óxido de nitrogênio NO_x em função da temperatura de trabalho ser inferior a temperatura que favorece a formação deste composto. Com a utilização do MCIA, foram obtidas as maiores potências elétricas variando de 101,4 a 115,2 kW para faixas de RE entre 0,20 a 0,30. Ademais, estes equipamentos tendem a ter menos requerimentos técnicos para o funcionamento com gás de gaseificação quando comparados a outras tecnologias. Para esta análise, os balanços de massa e energia, bem como as características do combustível alimentado aos acionadores (gás de gaseificação) foram as mesmas. Deste modo, a quantidade

de energia fóssil consumida no ciclo para funcionamento dos maquinários também foi considerada igual aos dois cenários.

- A partir dos inventários de ciclo de vida construídos, foi possível observar claramente os potenciais impactos ambientais para os dois cenários avaliados, sendo que, as emissões advindas das etapas de transporte e pré-tratamento dos RSU são as mais significativas (pois há consumo de combustível fóssil por veículos de carga pesada e consumo de eletricidade para o acionamento de equipamentos). A etapa de geração de energia elétrica considerando os dois acionadores apresentou valores negativos, ou seja, impactos positivos para todas as categorias de impacto analisadas. Isso é devido à geração evitada de energia elétrica que, por sua vez, diminui o consumo de recursos naturais e de eletricidade da rede elétrica brasileira, e conseqüentemente reduz no aquecimento global, na acidificação e eutrofização. No cenário CGMCIA, a etapa de produção de eletricidade é a menor contribuinte da emissão total de CO₂ eq com valor de -5,58E3 kg para a categoria de mudança climática, sendo que as categorias acidificação terrestre e eutrofização marinha apresentaram menores impactos ambientais com valores de -38,6 kg SO₂ eq e de -2,29 kg N eq, respectivamente, quando comparados ao cenário CGMTG. Por outro lado a etapa de transporte dos RSU é a maior contribuinte para a emissão de CO₂ eq com valor de 5,52 kg CO₂ eq para esta categoria, considerando a etapa de geração de potência.
- Os impactos ambientais determinados através do método ReCiPe indicaram que as emissões de poluentes provenientes da queima de combustível fóssil foram de maior magnitude e são as maiores contribuintes de impactos para as categorias de impacto Toxicidade humana, Ecotoxicidade marinha e de água doce e Depleção de combustíveis fósseis. Logo a possibilidade de reduzir estes impactos seria o redimensionamento das rotas de coleta de RSU, de forma a otimizar a coleta e minimizar os impactos ambientais. Por outro lado, têm-se que o “controle” na geração e redução de resíduos urbanos apresenta-se como um entrave, e requer um constante processo de educação ambiental.

6.1 Trabalhos futuros

Indica-se a complementação deste estudo com uma análise experimental, a fim de se determinar os principais fatores técnicos e operacionais que mais contribuem para a viabilidade do sistema de gestão de RSU proposto, bem como a realização de uma análise financeira para avaliar a viabilidade econômica.

Sugere-se uma avaliação dos impactos sociais gerados, haja vista as possíveis afetações à gestão informal dos resíduos que é realizada pelos catadores de resíduos recicláveis, bem como os impactos originados às cooperativas de catadores;

Recomenda-se ainda a elaboração de informações de apoio aos gestores e tomadores de decisão do setor de saneamento ambiental com base nos resultados alcançados em avaliações de impacto de ciclo de vida aplicadas a diferentes sistemas de tratamento e disposição final de RSU no Brasil, incluindo estratégias voltadas à gestão de RSU em pequenos municípios brasileiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT NBR ISO 14001 - Sistema de Gestão Ambiental Requisitos com orientações para uso**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT NBR ISO 14040 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.
- ABRELPE. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. Especial ed. São Paulo: ABRELPE, 2013.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. São Paulo: Grappa Editora e Comunicação, 2018.
- AHMED, I.; GUPTA, A. K. Characteristic of hydrogen and syngas evolution from gasification and pyrolysis of rubber. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, n. 7, p. 4340–4347, 2011.
- ALURI, S.; SYED, A.; FLICK, D. W.; MUZZY, J. D.; SIEVERS, C.; AGRAWAL, P. K. Pyrolysis and gasification studies of model refuse derived fuel (RDF) using thermogravimetric analysis. **Fuel Processing Technology**, v. 179, p. 154–166, 2018.
- ARBAULT, D.; RIVIÈRE, M.; RUGANI, B.; BENETTO, E.; TIRUTA-BARNA, L. Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. **Science of The Total Environment**, v. 472, p. 262–272, 1 fev. 2014.
- ARDOLINO, F.; COLALEO, G.; ARENA, U. The cleaner option for energy production from a municipal solid biowaste. **Journal of Cleaner Production**, v. 266, p. 121908, 2020.
- ARENA, U. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. **Waste Management**, v. 32, n. 4, p. 625–639, 2012.
- ARENA, U.; ARDOLINO, F.; DI GREGORIO, F. A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies. **Waste Management**, v. 41, p. 60–74, 2015.
- ARENA, U.; DI GREGORIO, F. A waste management planning based on substance flow analysis. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 85, p. 54–66, 2014.
- ASSAMOI, B.; LAWRYSHYN, Y. The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. **Waste Management**, v. 32, n. 5, p. 1019–1030, 2012.
- ASTRUP, T. F., TONINI, D., TURCONI, R., BOLDRIN, A. Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. **Waste Management**, v. 37, p. 104–115, 2015.
- BAPTISTA, A. M. C. M. O. **Optimização do Sistema de Gestão de Resíduos: Sociedade Central de Cervejas e Bebidas**. Lisboa: Instituto Técnico de Lisboa, Dissertação de Mestrado, 2010. Disponível em:

<<https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/cursos/meambi/dissertacoes#>>. Acesso em: 17 maio. 2018.

BARATIERI, M.; BARATIERI, M.; BAGGIO, P.; BOSIO, B.; GRIGIANTE, M.; LONGO, G A. The use of biomass syngas in IC engines and CCGT plants: A comparative analysis. **Applied Thermal Engineering**, v. 29, n. 16, p. 3309–3318, 2009.

BASU, P. **Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction - Practical Design and Theory** (2, Ed.)Chennai, India, 2013.

BATES, R. P.; DÖLLE, K. Syngas Use in Internal Combustion Engines - A Review. **Advances in Research**, v. 10, p. 1–8, 2017.

BEHROOZNIYA, L.; SHARIFI, M.; ALIMARDANI, R.; MOUSAVI-AVVAL, S H. Sustainability analysis of landfilling and composting-landfilling for municipal solid waste management in the north of Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 1028–1038, 2018.

BEYENE, H. D.; WERKNEH, A. A.; AMBAYE, T. G. Current updates on waste to energy (WtE) technologies: a review. **Renewable Energy Focus**, v. 24, p. 1–11, 2018.

BEYLOT, A.; MULLER, S.; DESCAT, M.; MÉNARD, Y.; VILLENEUVE, J. Life cycle assessment of the French municipal solid waste incineration sector. **Waste Management**, v. 80, p. 144–153, 2018.

BOERRIGTER, H.; RAUCH, R. **Review of applications of gases from biomass gasification** Energy research Centre of the Netherlands (ECN)Vienna, 2006.

BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: Conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). **Waste Management and Research**, v. 26, n. 1, p. 11–32, 2008.

BOSMANS, A.; VANDERREYDT, I.; GEYSEN, D.; HELSEN, L. The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 10–23, 2013.

BOVEA, M. D.; POWELL, J. C. Developments in life cycle assessment applied to evaluate the environmental performance of construction and demolition wastes. **Waste Management**, v. 50, p. 151–172, 2016.

BRASIL. **Lei no 9.478, de 6 de agosto de 1997. Dispõe sobre a política energética nacional, as atividades relativas ao monopólio do petróleo, institui o Conselho Nacional de Política Energética e a Agência Nacional do Petróleo e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19478.htm>. Acesso em: 24 nov. 2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 316, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos.** 2002. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=338>>

BRASIL. **Decreto no 6.099, de 26 de Abril de 2007. Aprova a Estrutura Regimental e o Quadro Demonstrativo dos Cargos em Comissão do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, e dá outras providências.**

Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6099.htm>. Acesso em: 2 dez. 2018.

BRASIL. **Lei no 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima, 2009.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm>

BRASIL. **Lei n.12.305, de 2 de agosto de 2010. Estabelece a política nacional de resíduos sólidos, altera a Lei no. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e outros requisitos.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/LLei/L12305.htm>. Acesso em: 10 dez. 2018a.

BRASIL. **Decreto no 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei no 12.305.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em: 23 nov. 2018b.

BRASIL. **Decreto n. 7.390, de 9 de dezembro de 2010. Regulamenta os artigos 6o, 11 e 12 da Lei no. 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que estabelece a política nacional de mudanças climáticas - NPCC, e outras exigências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19394.htm>. Acesso em: 10 out. 2018c.

BRUNETTI, F. **Motores de Combustão Interna.** 2. ed. São Paulo: Maua, 2012.

BUTERA, S.; CHRISTENSEN, T. H.; ASTRUP, T. F. Life cycle assessment of construction and demolition waste management. **Waste Management**, v. 44, p. 196–205, 2015.

CAMPOLINA, J. M.; SIGRIST, C. S. L.; MORIS, V. A. DA S. Uma revisão de literatura sobre softwares utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 2, n. e-ISSN 2236 1170, p. 735–750, 2015.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 171–180, 2012.

CANABARRO, N. et al. Thermochemical processes for biofuels production from biomass. **Sustainable Chemical Processes**, v. 1, n. 1, p. 22, 2013.

CAO, B. et al. Synergistic effects of co-pyrolysis of macroalgae and polyvinyl chloride on bio-oil/bio-char properties and transferring regularity of chlorine. **Fuel**, v. 246, p. 319–329, 2019.

CAPSTONE. **Capstone C200 MicroTurbine® Fuel Requirements Technical Reference.** Los Angeles, California, 2009.

CARRILLO, M. C. V.; SOUZA, L. L.; SOUSA, L.; SIVA LORA, E. E. **Avaliação do Ciclo de Vida.** 2018 v. 1, p 1-55.

CARVALHO, A. M.; SILVA, C. H. F.; LORA, E. E. S.; NASCIMENTO, M. A. R.; VENTURINI, O J. **Microturbinas a Gás , Motores Stirling e Células a Combustível para Geração Distribuída,** 2007. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/biblioteca/citenel2007/pdf/it96.pdf>>

CAVALETT, O.; CHAGAS, M. F.; SEABRA, J. E.A.; BONOMI, A. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 647–658, 2013.

CEMIG. **Relatório Projeto P&D GT 418 - Gaseificação de Resíduo Sólido Urbano para a Geração de Eletricidade**. Disponível em:

<<http://www.cemig.com.br/ras/relatorio2017/Paginas/ras.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2019.

CEMPRE. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. Disponível em:

<http://cempre.org.br/upload/Lixo_Municipal_2018.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2019.

CENTENO GONZÁLEZ, F. O. **Avaliação do desempenho de um sistema integrado Motor Ciclo Otto/Gaseificador Co-corriente utilizando modelagem matemática**. [s.l.]

Universidade Federal de Itajubá, 2010.

CETESB. **Plano de Redução de Emissões de Fontes Estacionárias - Guia de melhor tecnologia prática disponível - fontes de combustão**. n. X, p. 1–17, 2015.

CHEN, D.; YIN, L.; WANG, H.; HE, P. Reprint of: Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. **Waste Management**, v. 37, n. 12, p. 116–136, 2015.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. **Waste Management**, v. 28, n. 12, p. 2552–2564, 2008.

CHHABRA, V.; SHASTRI, Y.; BHATTACHARYA, S. Kinetics of Pyrolysis of Mixed Municipal Solid Waste-A Review. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 513–527, 2016.

CIMASAS. **Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microregião do Alto Sapucaí para Aterro Sanitário - Informações sobre coleta de resíduos**. Disponível em:

<cimasas@itajuba.mg.gov.br>. Acesso em: 6 set. 2019.

CORRÊA, P. S. P.; ZHANG, J.; LORA, E. E. S.; ANDRADE, R. V.; DE MELLO E PINTO, L. R. RATNER, A. Experimental study on applying biomass-derived syngas in a microturbine. **Applied Thermal Engineering**, v. 146, p. 328–337, 2019.

COURSON, C.; GALLUCCI, K. Gas cleaning for waste applications (syngas cleaning for catalytic synthetic natural gas synthesis). In: MATERAZZI, M.; FOSCOLO, P. U. B. T.-S. N. G. FROM W. (Eds.). **Substitute Natural Gas from Waste**. [s.l.] Academic Press, 2019. p. 161–220.

COUTO, N. D.; SILVA, V. B.; ROUBOA, A. Assessment on steam gasification of municipal solid waste against biomass substrates. **Energy Conversion and Management**, v. 124, p. 92–103, 2016.

DONG, J.; TANG, Y.; NZIHO, A.; CHI, Y.; WEISS-HORTALA, E.; NI, M.; ZHOU, Z. Comparison of waste-to-energy technologies of gasification and incineration using life cycle assessment: Case studies in Finland, France and China. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 287–300, 2018a.

DONG, J.; TANG, Y.; NZIHO, A.; CHI, Y.; WEISS-HORTALA, E.; NI, M. Life cycle assessment of pyrolysis, gasification and incineration waste-to-energy technologies: Theoretical analysis and case study of commercial plants. **Science of The Total Environment**, v. 626, p. 744–753, 2018b.

EDO, M.; SKOGLUND, N.; GAO, Q.; PERSSON, PER-ERIK.; JANSSON, S. Fate of metals and emissions of organic pollutants from torrefaction of waste wood, MSW, and RDF. **Waste**

Management, v. 68, p. 646–652, 2017.

EPE. **Empresa de Pesquisa Energética - Balanço Energético Nacional 2018**: Ano base 2017. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2020>>. Acesso em: 10 out. 2019.

EVANGELISTI, S.; TAGLIAFERRI, C.; CLIFT, R.; LETTIERI, P.; TAYLOR, R.; CHAPMAN, C. Life cycle assessment of conventional and two-stage advanced energy-from-waste technologies for municipal solid waste treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 100, p. 212–223, 2015.

FALESCHINI, F.; ZANINI, M. A.; PELLEGRINO, C.; PASINATO, S. Sustainable management and supply of natural and recycled aggregates in a medium-size integrated plant. **Waste Management**, v. 49, p. 146–155, 2016.

FAZELI, A.; BAKHTVAR, F.; JAHANSHALOO, L.; CHE SIDIK, N. A.; BAYAT, A. E. Malaysia's stand on municipal solid waste conversion to energy: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1007–1016, 2016.

FILHO, R. V. Emissão de óxidos de nitrogênio (NOX) na combustão industrial. **Revista IPT Tecnologia e Inovação**, n. X, p. 6–19, 2016.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 1, p. 1–21, 2009.

FIGLIORE, M.; MAGI, V.; VIGGIANO, A. Internal combustion engines powered by syngas: A review. **Applied Energy**, v. 276, p. 115415, 2020.

FLORINDO, T. J.; MEDEIROS, G. I. B.; RUVIARO, C. F.; COSTA, J. L. S.. **Avaliação do impacto do ciclo de vida: uma discussão metodológica**. v. 13, p. 211–219, 2015.

GABBAR, H. A.; ABOUGHALY, M.; AYOUB, N. Comparative study of MSW heat treatment processes and electricity generation. **Journal of the Energy Institute**, v. 91, n. 4, p. 481–488, 2018.

GOBBATO, P.; MASI, M.; BENETTI, M. Performance Analysis of a Producer Gas-fuelled Heavy-duty SI Engine at Full-load Operation. **Energy Procedia**, v. 82, p. 149–155, 2015.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; ZELM, R. V. **ReCiPe 2008 Potentials**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf>.

GOLDSTEIN, L.; HEDMAN, B.; KNOWLES, D.; FREEDMAN, S I.; WOODS, R.; SCHWEIZER, T. **Gas-Fired Distributed Energy Resource Technology Characterizations**. United States: U.S. Department of Energy Office of Scientific and Technical Information, 2003.

GONÇALVES, A. **Potencialidade Energética dos Resíduos Sólidos domiciliares e comerciais do Município de Itajubá - MG**. Itajubá: Universidade federal de Itajubá, Dissertação de Mestrado, 2007.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1503–1510, 2012.

GRIGORATOS, T.; FONTARAS, G.; GIECHASKIEL, B.; ZACHAROF, N. Real world emissions performance of heavy-duty Euro VI diesel vehicles. **Atmospheric Environment**, v. 201, p. 348–359, 2019.

GURAN, S. Sustainable Waste-to-Energy Technologies: Gasification and Pyrolysis. In: TRABOLD, T. A.; BABBITT, C. W. B. T.-S. F. W.-T. S. (Eds.). **Sustainable Food Waste-To-energy Systems**. [s.l.] Academic Press, 2018. p. 141–158.

HAMAD, T. A.; AGLL, A. A.; HAMAD, Y. M.; SHEFFIELD, J. W. Solid waste as renewable source of energy: current and future possibility in Libya. **Case Studies in Thermal Engineering**, v. 4, p. 144–152, 2014.

HASSELRIIS, F.; MAHONEY, P. F. **Waste-to-Energy using Refuse-Derived Fuel**. In: Meyers R.A. (eds) **Encyclopedia of Sustainability Science and Technology**. New York, 2012.

HENAO, N. C.; LORA, E E S.; MAYA, D. M. Y.; VENTURINI, O. J.; FRANCO, E. H. M. Technical feasibility study of 200 kW gas microturbine coupled to a dual fluidized bed gasifier. **Biomass and Bioenergy**, v. 130, p. 105369, 2019.

HENRÍQUEZ, A. **Análise de Ciclo de Vida de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos**. [s.l.] Universidade Federal de Itajubá, Dissertação de Mestrado, 2016.

HEYWOOD, J.B. (1988), *Internal Combustion Engine Fundamentals*, McGraw-Hill. new York

HUBER, G. W.; IBORRA, S.; CORMA, A. Synthesis of Transportation Fuels from Biomass: Chemistry, Catalysts, and Engineering. **Chemical Reviews**, v. 106, n. 9, p. 4044–4098, 2006.

IBAMA. **Instituto Brasileiro de Meio Ambiente - Instrução Normativa No 13, de 18 de dezembro de 2012**. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=248656>>. Acesso em: 2 dez. 2018.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Pesquisa Anual dos Serviços**. Disponível em:

<<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/comercioeservico/pas/analisepas99.shtm>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

ILCD HANDBOOK — INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM, E. U. **Análise das metodologias existentes de avaliação de impacto ambiental para uso na avaliação do ciclo de vida - documento de base. ILCD Handbook — International Reference Life Cycle Data System, European Union**. Disponível em: <http://ict.jrc.ec.europa.eu/assessment/assessment/projects#consultation_impact>. Acesso em: 10 set. 2020.

IPCC. **Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas - Diretrizes revisadas do IPCC 1996 para inventários nacionais de gases de efeito estufa**. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/revised-1996-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>>. Acesso em: 23 set. 2019.

IPEA. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Disponível em:

<https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2019.

KARA, M. Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 68, p. 21–28, 2012.

KOLANOWSKI, B. **Guide to microturbines**. [s.l.] Taylor and Francis, 2004.

KOSLOWSKI, L. A. D.; SCHROEDER, T.; JANTSCH, L. R.; MEDEIROS, S. H. WESTRUPP, V. C. Estudo dos gases da combustão provenientes do diesel S 10 e S 50. **Bento Gonçalves: 4o Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, 2014.

LAURIN, L. **Overview of LCA—History, Concept, and Methodology**. In: ABRAHAM, M. A. B. T.-E. OF S. T. (Ed.). . Oxford: Elsevier, 2017. p. 217–222.

LEE, U.; DONG, J.; CHUNG, J. N. Experimental investigation of sewage sludge solid waste conversion to syngas using high temperature steam gasification. **Energy Conversion and Management**, v. 158, p. 430–436, 2018.

LEE, U.; HAN, J.; WANG, M. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 335–342, 2017.

LENSU, T.; ALAKANGAS, E. **Small-scale Electricity Generation from Renewable Energy Sources. A glance of Selected Technologies, their Market Potential and Future Prospects**. [s.l: s.n.].

LI, N.; WANG, Y.; CUI, S.; SUN, D. Investigations on NO reduction with biomass char: Char structural changes during the heat treatment in N₂ and subsequent NO/O₂ gasification. **Fuel**, v. 287, p. 119564, 2021.

LIRA, E. B. DE S. et al. Legal aspects of waste disposal in landfills in Brazil. **GEAMA - The Journal of Environment**, v. 2, n. 4, p. 492–501, 2016.

LOCKREY, S.; VERGHESE, K.; CROSSIN, E.; NGUYEN, H. Concrete recycling life cycle flows and performance from construction and demolition waste in Hanoi. **Journal of Cleaner Production**, v. 179, p. 593–604, 2018.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A. Analysis of energy recovery potential using innovative technologies of waste gasification. **Waste Management**, v. 32, n. 4, p. 640–652, 2012.

LOPES, E. J.; QUEIROZ, N.; YAMAMOTO, C. I.; DA COSTA NETO, P. R. Evaluating the emissions from the gasification processing of municipal solid waste followed by combustion. **Waste Management**, v. 73, p. 504–510, 2018.

LOPES JUNIOR, C. T. G. **Análise Termodinâmica Comparativa entre um Ciclo Rankine Tradicional e um Inovador Utilizando Gases Residuais do Processo Siderúrgico como Combustível**. Rio de Janeiro, RJ: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Dissertação de Mestrado, 2007.

LORA, E. E. S.; VIEIRA, R.; MARTINEZ, J.; HAIKAL, M.; ROCHA, M.; VILASBOAS, C. Gaseificação e pirólise para a conversão da biomassa em eletricidade e biocombustíveis. In: INTERCIÊNCIA, E. (Ed.). **Biocombustíveis** - Volume 1. 1st. ed. Rio de Janeiro: [s.n.]. p.

412–498.

LOZANO VELA, G. A. **Dimensionamento e seleção do sistema de armazenamento para sistemas híbridos de geração de eletricidade biomassa / fotovoltaica**. Itajubá, MG: Universidade Federal de Itajubá, Dissertação de Mestrado, 2018.

LUZ, F. C. **Avaliação técnico-econômica de plantas de gaseificação de lixo urbano para geração de eletricidade**. Itajubá, MG: Universidade Federal de Itajubá, Dissertação de Mestrado, 2013.

LV, P.; YUAN, Z.; MA, L.; WU, C.; CHEN, Y.; ZHU, J. Hydrogen-rich gas production from biomass air and oxygen/steam gasification in a downdraft gasifier. **Renewable energy**, v. 32, n. 13, p. 2173–2185, 2007.

MALKOW, T. Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal. **Waste Management**, v. 24, n. 1, p. 53–79, 2004.

MAMEDE, M. C. DOS S. **Avaliação econômica e ambiental do aproveitamento energético de resíduos sólidos no Brasil**. Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas, Dissertação de Mestrado, 2013.

MARCULESCU, C.; CENUȘĂ, V.; ALEXE, F. Analysis of biomass and waste gasification lean syngases combustion for power generation using spark ignition engines. **Waste Management**, v. 47, p. 133–140, 2016.

MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J. F. T. Ensaio de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 223–228, 2011.

MARSIGLIA, M. C. **Projeto Conceitual de uma planta piloto Industrial de geração de eletricidade a partir de CDR (1MWe)**. Universidade Federal de Itajubá. Dissertação de Mestrado, 2019.

MARTÍNEZ, E. C. **Environmental impact analysis of full-scale of MSWM biological treatment plants: Focus on gaseous emissions**. Universidade Autônoma de Barcelona, 2009a.

MARTÍNEZ GONZÁLEZ, A. **Desenvolvimento de um Modelo Matemático para uma Célula a Combustível de Oxido Sólido de Configuração Tubular**. Universidade Federal de Itajubá, Dissertação de Mestrado, 2007.

MARTÍNEZ, J. **Estudo Experimental do Conjunto Gaseificador de Biomassa em Reator Co-corrente com Duplo Estágio de Fornecimento de Ar e Motor de Combustão**. Universidade Federal de Itajubá, 2009b.

MARTÍNEZ, J. D. **Gaseificação e pirólise para a conversão da biomassa em eletricidade e biocombustíveis**. 2012.

MAYA, D. M. Y. **Estudo da Gaseificação de biomassa em reator co-corrente de duplo estágio mediante análises experimentais e modelagem com ferramentas de Dinâmica de Fluidos Computacional**. Itajubá, MG: Universidade Federal de Itajubá. Tese de Doutorado, 2016.

MCKENDRY, P. Energy Production from Biomass: **Overview of Biomass, Bioresource Technology**, 2002.

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, n. 1, p. 160–175, 2015.

MIRANDA, R. T. **Análise da gestão de fim de vida de módulos fotovoltaicos, utilizando o estudo de Análise do Ciclo de Vida (ACV) para comparar os impactos de duas estratégias de gestão de fim de vida**. [s.l.] Universidade Federal de Itajubá, 2019.

MORADI, R.; MARCANTONIO, V.; CIOCCOLANTI, L.; BOCCI, E. Integrating biomass gasification with a steam-injected micro gas turbine and an Organic Rankine Cycle unit for combined heat and power production. **Energy Conversion and Management**, v. 205, p. 112464, 2020.

MORAN, M. J.; SHAPIRO, H. N.; BOETTNER, D. D.; BAILEY, M. B. **Fundamentals of engineering thermodynamics**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2010.

MOTTA, I. L.; MIRANDA, N. T.; MACIEL FILHO, R.; WOLF MACIEL, M. R. Biomass gasification in fluidized beds: A review of biomass moisture content and operating pressure effects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 94, p. 998–1023, 2018.

MURPHY, J. D.; MCKEOGH, E. Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 29, n. 7, p. 1043–1057, 2004.

NASCIMENTO, M. F. R. **Modelagem de gaseificador co-corrente utilizando diferentes fluidos de gaseificação Modelagem de gaseificador co-corrente utilizando diferentes fluidos de gaseificação**. [s.l.] Universidade Federal de Itajubá. Dissertação de Mestrado. 2015.

NÁSNER, A. M. L. **Modelagem de uma Planta Piloto de Gaseificação de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) em um Sistema Integrado a Motor Ciclo Otto, Utilizando o Software Aspen Plus™**. Universidade Federal de Itajubá. Dissertação de Mestrado. p. 162, 2015a.

NÁSNER, A. M. L. et al. Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plus™ modelling: Thermodynamic and economic viability. **Waste Management**, v. 69, p. 187–201, 2017.

NEVES, H. B. Projeto de um gaseificador de bancada de leito fluidizado borbulhante para biomassa. [s.l.] Universidade Federal de Itajubá, Dissertação de Mestrado, 2019.

NIE, Y.; WU, Y.; ZHAO, J.; ZHAO, J.; CHEN, X.; MARASENI, T.; QIAN, G. Is the finer the better for municipal solid waste (MSW) classification in view of recyclable constituents? A comprehensive social, economic and environmental analysis. **Waste Management**, v. 79, p. 472–480, 2018.

NIU, M.; HUANG, Y.; JIN, B.; WANG, X. Oxygen Gasification of Municipal Solid Waste in a Fixed-bed Gasifier. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 9, p. 1021–1026, 2014.

NOGUEIRA, Y. **Viabilidade Técnica e Econômica de Usinas Waste-To-Energy**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2015.

OCAMPO BATLLE, E. A.; CASTILLO SANTIAGO, Y.; VENTURINI, O. J.; ESCOBAR PALACIO, J. C.; SILVA LORA, E. E.; YEPES MAYA, D. M.; ALBIS ARRIETA, A. R. Thermodynamic and environmental assessment of different scenarios for the insertion of pyrolysis technology in palm oil biorefineries. **Journal of Cleaner Production**, v. 250, p. 119544, 2020.

OLMOS VILLALBA, L. C.; ODRÍGUEZ ACEVEDO, E. **Producción Más Limpia**. [s.l.] Corporacion Universitaria Lasallista, 2014. v. 9

OLOFSSON, I.; NORDIN, A.; SÖDERLINDU, U. **Initial Review and Evaluation of Process Technologies and Systems Suitable for Cost-Efficient Medium-Scale Gasification for Biomass to Liquid Fuels, Report 05-02**. [s.l.: s.n.].

ONU. **Organização das Nações Unidas Brasil**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/humanidade-produz-mais-de-2-bilhoes-de-toneladas-de-lixo-por-ano-diz-onu-em-dia-mundial/>>. Acesso em: 10 ago. 2019.

OWSIANIAK, M.; LAURENT, A.; BJØRN, A.; HAUSCHILD, M. Z. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 5, p. 1007–1021, 2014.

PAGE, D.; SHAFFER, B.; MCDONELL, V. **Establishing Operating Limits in a Commercial Lean Premixed Combustor Operating on Synthesis Gas Pertaining to Flashback and Blowout**, 11 jun. 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1115/GT2012-69355>>

PALEOLOGOS, E. K.; CARATELLI, P.; AMROUSI, M. EL. Waste-to-energy: An opportunity for a new industrial typology in Abu Dhabi. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 55, p. 1260–1266, 2016.

PEDROSO, D. T. ; ZHANG, J.; LORA, E. E. S.; ANDRADE, R. V.; DE MELLO E PINTO, L. R.; RATNER, A. Experimental study of bottom feed updraft gasifier. **Renewable Energy**, v. 57, p. 311–316, 2013.

PERNA, A.; MINUTILLO, M.; JANNELLI, ELIO.; CIGOLOTTI, V.; NAM, S. W.; YOON, K. Performance assessment of a hybrid SOFC/MGT cogeneration power plant fed by syngas from a biomass down-draft gasifier. **Applied Energy**, v. 227, p. 80–91, 2018.

PIEKARSKI, C.; FRANCISCO, A. Aplicação da ACV na matriz elétrica Brasileira: Uma análise multi cenários em termos de mudança climática, qualidade de ecossistema, saúde humana e recursos. **Espacios**, v. 34, p. 9, 16 fev. 2013.

PIN, B. V. R.; BARROS, R. M.; SILVA LORA, E. E.; DOS SANTOS, I. F. S. Waste management studies in a Brazilian microregion: GHG emissions balance and LFG energy project economic feasibility analysis. **Energy Strategy Reviews**, v. 19, p. 31–43, 2018.

PRESSLEY, P. N.; AZIZ, T. N.; DECAROLIS, J. F.; BARLAZ, M. A.; HE, F.; LI, F.; DAMGAARD, A. Municipal solid waste conversion to transportation fuels: A life-cycle estimation of global warming potential and energy consumption. **Journal of Cleaner Production**, v. 70, p. 145–153, 2014.

QUINA, M. J.; BORDADO, J. C. M.; QUINTA-FERREIRA, R. M. Air Pollution Control in Municipal Solid Waste Incinerators. In: KHALLAF, M. (Ed.). **The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources**. 1. ed. [s.l.] IntechOpen, 2012. p. 331–358.

RABOU, L. P. L. M. et al. Micro Gas Turbine Operation with Biomass Producer Gas and Mixtures of Biomass Producer Gas and Natural Gas. **Energy & Fuels**, v. 22, p. 1944–1948, 1 maio 2008.

RAMA, A. C. C. DE O. **Análise da Viabilidade de Produção de Combustíveis Derivados de Resíduos**. [s.l.] Instituto Universitário de Lisboa, 2010.

RAMOS, A.; MONTEIRO, E.; SILVA, V.; ROUBOA, A. Co-gasification and recent developments on waste-to-energy conversion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 380–398, 2018.

RAMZAN, N.; ASHRAF, A.; NAVEED, S.; MALIK, A. Simulation of hybrid biomass gasification using Aspen plus: A comparative performance analysis for food, municipal solid and poultry waste. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 9, p. 3962–3969, 2011.

RENÓ, M. L. G. **Avaliação do Balanço Energético e dos Impactos Ambientais do Processo de Produção de Metanol a partir do Bagaço de Cana-deaçúcar, utilizando a ACV**. [s.l.] Universidade Federal de Itajubá, Tese de Doutorado, 2011.

RENZI, M.; PATUZZI, F.; BARATIERI, M. Syngas feed of micro gas turbines with steam injection: Effects on performance, combustion and pollutants formation. **Applied Energy**, v. 206, p. 697–707, 2017.

RIBEIRO, P. H. **Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio à avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados**. [s.l.] Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RIBEIRO, R. S. **Investigação experimental e integração de um sistema de geração de energia elétrica por gaseificação de biomassa para comunidades isoladas**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2007.

RINCÓN MARTÍNEZ, J. M.; SILVA LORA, E. E. Bioenergia: **Fuentes, conversión y sustentabilidad**. Bogotá: Red Iberoamericana de aproveitamento de resíduos orgânicos en producción de energía, 2015.

ROSADO, L. P.; VITALE, P.; PENTEADO, C. S. G.; ARENA, U. Life cycle assessment of natural and mixed recycled aggregate production in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 151, p. 634–642, 2017.

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, n. 1, p. 1–10, 2009.

RUDRA, S.; TESFAGABER, Y. K. Future district heating plant integrated with municipal solid waste (MSW) gasification for hydrogen production. **Energy**, v. 180, p. 881–892, 2019.

SALES, C. A. V. B.; MAYA, D. M. Y.; LORA, E. E. S.; JAÉN, R. L.; REYES, A. M.; GONZÁLEZ, A.M.; ANDRADE, R. V.; MARTÍNEZ, J. D.; NÁSNER, A. M. L. Experimental study on biomass (eucalyptus spp.) gasification in a two-stage downdraft reactor by using mixtures of air, saturated steam and oxygen as gasifying agents. **Energy**

Conversion and Management, v. 145, p. 314–323, 2017.

SALOMON, K. R. **Avaliação Técnico-Econômica e Ambiental da Utilização do Biogás Proveniente da Biodigestão da Vinhaça em Tecnologias para Geração de Eletricidade**. [s.l.] Universidade Federal de Itajubá, 2007.

SAMIRAN, N. A.; JAAFAR, M. N. M.; NG, J.; LAM, S. S.; CHONG, C. T. Progress in biomass gasification technique – With focus on Malaysian palm biomass for syngas production. In: **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. [s.l.: s.n.]. v. 62p. 1047–1062.

SANTIAGO, Y. C.; GONZÁLEZ, A. M.; VENTURINI, O. J.; YEPES MAYA, D. M. Assessment of the energy recovery potential of oil sludge through gasification aiming electricity generation. **Energy**, p. 119210, 2020.

SCARLET, N.; MOTOLA, V.; DALLEMAND, J.F.; MONFORTI-FERRARIO, F.; LINUS, M. **Renew. Sustain. Energy Rev.** v. 50, p. 1269–1286, 2015.

SEEG. **Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa - Emissões Do Setor De Resíduos**. Disponível em: <<http://plataforma.seeg.eco.br/territories/sp-sao-paulo/card?year=2015&cities=true>>. Acesso em: 10 out. 2018.

SEEG. **Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa - Emissões de GEE no Brasil**. Disponível em: <<http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2018/08/Relatorios-SEEG-2018-Sintese-FINAL-v1.pdf>>. Acesso em: 20 maio. 2019.

SHARMA, B. K.; MOSER, B. R.; VERMILLION, K. E; DOLL, K. M; RAJAGOPALAN, N. L. Production, characterization and fuel properties of alternative diesel fuel from pyrolysis of waste plastic grocery bags. **Fuel Processing Technology**, v. 122, p. 79–90, 2014.

SILVA, C.; FUGII, G.; SANTOYO, A.; BASSI, N.; VASCONCELOS, M. Gestão de resíduos sólidos urbanos em capitais brasileiras: alternativas para um modelo de gestão. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 33, p. 118–132, 2014.

SILVA LORA, E. E. et al. Gaseificação e pirólise para conversão da biomassa em eletricidade e biocombustíveis. In: SILVA LORA, E. E.; VENTURINI, O. J. (Eds.). **Biocombustíveis - Volume 1**. 1 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2012. p. 1200.

SILVA LORA, E. E.; ESCOBAR PALACIO, J. C; ROCHA, M. H; GRILLO RENÓ, M. L.; VENTURINI, O. J; ALMAZÁN DEL OLMO, O. Issues to consider, existing tools and constraints in biofuels sustainability assessments. **Energy**, v. 36, n. 4, p. 2097–2110, 2011.

SINGH, A. Remote sensing and GIS applications for municipal waste management. **Journal of Environmental Management**, v. 243, p. 22–29, 2019.

SIPRA, A. T.; GAO, N.; SARWAR, H. Municipal solid waste (MSW) pyrolysis for bio-fuel production: A review of effects of MSW components and catalysts. **Fuel Processing Technology**, v. 175, n. February, p. 131–147, 2018.

SRIDHAR, G.; DASSAPA, S.; SRIDHAR, H. V.; RAJAN, N. K. S.; PAUL, P. J. UPASANI, A. (2007), “Producer Gas Engines – Proponent of Clean Energy Technology”, *15th European Biomass Conference & Exhibition*, Berlin, Germany.

THERMOFLOW. **General Purpose Program for design & simulation of gas turbine combined cycles, cogeneration systems, conventional steam plants, renewable energy and other thermal systems**. Disponível em: <<http://www.thermoflow.com.br/>>. Acesso em: 18 abr. 2019.

TINAUT, F. V.; MELGARA, A.; HORRILLO, A.; ROSA, A. D. Method for predicting the performance of an internal combustion engine fuelled by producer gas and other low heating value gases. **Fuel Processing Technology**, v. 87, n. 2, p. 135–142, 2006.

TÔRRES FILHO, A.; MEDEIROS, F. A. F.; BANDEIRA DE MELO, G. C.; LANGE, L. C. Tratamento de Resíduos de Serviços de Saúde pelo processo de pirólise. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 187–194, 2014.

TOZLU, A.; ÖZAHİ, E.; ABUŞOĞLU, A. Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 809–815, 2016.

UNFCCC. **Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**, 2015. Disponível em: <http://unfccc.int/files/bodies/awg/application/pdf/draft_paris_agreement_5dec15.pdf>

VAN TRAN, B.; NGO, S. I.; LIM, Y.; KIM, W.; GO, K.; NHO, N. Computational fluid dynamics of gas-liquid bubble column with hydrocracking reactions. In: EDEN, M. R.; IERAPETRITOU, M. G.; TOWLER, G. P. B. T.-C. A. C. E. (Eds.). **13 International Symposium on Process Systems Engineering (PSE 2018)**. Elsevier, 2018. v. 44p. 313–318.

WANG, H.; WANG, L.; SHAHBAZI, A. Life cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 511–519, 2015.

WANG, Y.; ZHANG, X.; LIAO, W.; WU, J.; YANG, X.; SHUI, W.; DENG, S.; ZHANG, Y.; LIN, L. Investigating impact of waste reuse on the sustainability of municipal solid waste (MSW) incineration industry using emergy approach: A case study from Sichuan province, China. **Waste Management**, v. 77, p. 252–267, 2018.

XIAO, G.; JIN, B.; ZHONG, Z.; CHI, Y.; NI, M.; CEN, K.; XIAO, R.; HUANG, Y.; HUANG, H. Experimental study on MSW gasification and melting technology. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 11, p. 1398–1403, 2007.

YAO, H.; NARUSE, I. Behavior of lead compounds during municipal solid waste incineration. **Proceedings of the Combustion Institute**, v. 32, n. 2, p. 2685–2691, 2009.

YOON, S. J.; CHOI, Y.; SON, Y.; LEE, S.; LEE, J. Gasification of biodiesel by-product with air or oxygen to make syngas. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 4, p. 1227–1232, 2010.

YUANHUAN, F.; LI, C.; HONGLIN, W. Fixed-bed Gasification Investigation of Agricultural & Forest Residues in Southern China. **Acta Energiæ Solaris Sinica**, v. 8, 2009.

ZHOU, Y.; WU, W.; QIU, K. Recovery of materials from waste printed circuit boards by vacuum pyrolysis and vacuum centrifugal separation. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2299–2304, 2010.

ZHU, H.; LETZEL, M. O.; REISER, M.; KRANERT, M.; BÄCHLIN, W.; FLASSAK, T. A new approach to estimation of methane emission rates from landfills. **Waste Management**, v.

33, n. 12, p. 2713–2719, 2013.

ZUBERI, M. J. S.; ALI, S. F. Greenhouse effect reduction by recovering energy from waste landfills in Pakistan. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 117–131, 2015.