

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ

CRISTIANO QUEIROZ CERQUEIRA

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL UTILIZANDO ACV DA PRODUÇÃO DE
METANOL A PARTIR DE RSU E COMPARAÇÃO COM A
DISPOSIÇÃO EM ATERRO E INCINERAÇÃO**

**INSTITUTO DE ENGENHARIA MECÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ

CRISTIANO QUEIROZ CERQUEIRA

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL UTILIZANDO ACV DA PRODUÇÃO DE
METANOL A PARTIR DE RSU E COMPARAÇÃO COM A
DISPOSIÇÃO EM ATERRO E INCINERAÇÃO**

**PROGRAMA: COORDENAÇÃO DE CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA**

LINHA DE PESQUISA: ENERGIA E MEIO AMBIENTE

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

**ORIENTADOR: PROF. DR. ELECTO EDUARDO SILVA LORA
CO-ORIENTADORA: DRA. LIDIANE LA PIRICELLI DE SOUZA**

Itajubá, MG – Brasil

2023

PROGRAMA: COORDENAÇÃO DE CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIA

LINHA DE PESQUISA: ENERGIA E MEIO AMBIENTE

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

Composição da Banca Examinadora:

Prof^a. Dra. Regina Mambeli Barros

Dra. Dra. Lidiane La Piricelli de Souza

Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora,

Prof. Dr. Marcio Montagnana Vicente Leme

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todas as pessoas que me ajudaram e me apoiaram, de perto e de longe, permitindo minha caminhada até a conclusão.

Em especial aos meus pais, Cristina e Francklin, pelo exemplo de dedicação ao ensino e à pesquisa científica.

Ao meu filho Vitor, pelo companheirismo e ajuda, com sua grande experiência em publicações científicas.

Ao meu filho Breno, pela motivação “desafiadora” e pela inspiração na definição do tema, fruto de sua precoce preocupação com a questão da reciclagem dos resíduos.

À minha companheira, Ludi, pela motivação, incentivo e suporte em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à UNIFEI por proporcionar acesso ao ensino de qualidade, e gratuito, aos estudantes do Brasil e do mundo e pela valiosa oportunidade de desenvolvimento de trabalhos de pesquisa em um meio acadêmico de altíssimo nível.

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora, pela paciência e pelo grande auxílio, desde a definição do tema até as conclusões finais, e pelos importantes, e constantes, incentivos motivacionais “à la cubana”.

À minha Coorientadora Dra. Lidiane La Piricelli de Souza, pela ajuda na estruturação da dissertação, nos inventários e por todo o apoio e sugestões.

À Prof^a. Dra. Regina Mambeli Barros e ao Prof. Dr. Marcio Montagnana Vicente Leme pela disponibilidade em avaliar meu trabalho e pelos importantes comentários e sugestões, que o enriqueceram bastante.

“O lixo é um conceito em extinção!”

Cristina Generosa de Senna Queiroz

RESUMO

CERQUEIRA, C. Q. (2023). **Avaliação ambiental utilizando ACV da produção de metanol a partir de RSU e comparação com a disposição em aterro e incineração**, dissertação de Mestrado em Engenharia de Energia pela Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI, 167p.

A destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um tema crítico para as cidades brasileiras, agravado pelo aumento da geração de resíduos acima do crescimento populacional e pela necessidade mundial de urgente redução do efeito estufa. Os biocombustíveis aparecem como uma opção aparentemente viável para solução destes problemas, aliada à redução da dependência dos combustíveis fósseis. Hoje, o Brasil depende da importação do metanol de origem fóssil para a produção do biodiesel e para diversos setores da indústria. Este trabalho utiliza a técnica de ACV para avaliar o impacto ambiental da produção de metanol a partir do RSU, comparando-o com os impactos da destinação dos resíduos para aterro sanitário e para incineração, tendo a geração de energia elétrica como produto final na fronteira do sistema. Os resultados da AICV indicam que a produção de metanol com RSU tem desempenho ambiental melhor que as demais alternativas na maioria das categorias de impacto analisadas, apresentando, por exemplo, impacto de potencial de aquecimento global (GWP) 77% menor que o aterro sanitário e 81% menor que a incineração. A geração de eletricidade a partir do metanol também é mais vantajosa, sendo 140% maior que a geração do aterro e 40% maior que a energia obtida com a incineração. A tecnologia de produção de metanol a partir de RSU é ainda incipiente, assim como sua utilização para geração de eletricidade. Portanto, avanços tecnológicos nestes processos e políticas de incentivo podem tornar esta solução ainda mais atraente e viável técnica e economicamente, podendo trazer benefícios para as cidades do Brasil e de outros países onde o aterro sanitário ainda é atualmente a solução mais viável para destinação dos RSU.

Palavras-Chave: Resíduos sólidos urbanos, metanol, aquecimento global, Avaliação de Ciclo de Vida.

ABSTRACT

CERQUEIRA, C. Q. (2023), Environmental assessment using LCA of methanol production from MSW and comparison with landfill disposal and incineration, Master's dissertation in Energy Engineering from the Federal University of Itajubá, 167p.

The environmentally appropriate disposal of municipal solid waste (MSW) is a critical issue for Brazilian cities, aggravated by the increase in waste generation above population growth and the global need for urgent reduction of the greenhouse effect. Biofuels appear as an apparently viable option for solving these problems, allied to reducing the dependence on fossil fuels. Today Brazil depends on the importation of fossil methanol for the production of biodiesel and for several industrial sectors. This work uses the LCA technique to evaluate the environmental impact of methanol production from MSW, comparing it with the impacts of waste disposal to landfill and incineration, having the generation of electricity as the final product at the system boundary. The results of the LCIA indicate that methanol production from MSW has a better environmental performance than the other alternatives in most of the impact categories analyzed, presenting, for example, a global warming potential (GWP) impact 77% lower than landfill and 81% lower than incineration. The generation of electricity from methanol is also more advantageous, being 140% higher than landfill generation and 40% higher than the energy obtained from incineration. The technology for methanol production from MSW is still incipient, as well as its use for electricity generation. Therefore, technological advances in these processes and incentive policies can make this solution even more attractive and technically and economically feasible and can bring benefits to cities in Brazil and other countries where the landfill is still the most viable solution for the disposal of MSW.

Keywords: Municipal solid wastes, methanol, global warming, Life Cycle Assessment.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	4
1 INTRODUÇÃO	6
1.1 Objetivos	10
1.1.1 Objetivo Geral	10
1.1.2 Objetivos Específicos	10
1.2 Justificativas	11
1.3 Estrutura da Dissertação	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 O metanol e sua utilização	16
2.1.1 A produção do metanol	18
2.1.2 A demanda do metanol	20
2.1.3 O metanol e sustentabilidade	22
2.2 Resíduos sólidos urbanos (RSU)	24
2.3 Triagem dos Resíduos Sólidos Urbanos	25
2.4 Métodos usuais de destinação de RSU	27
2.4.1 Unidade de compostagem	27
2.4.2 Compostagem doméstica	29
2.4.3 Biodigestor	30
2.4.4 Aterro sanitário	30
2.4.5 Tratamento mecânico biológico (TMB)	32
2.4.6 Tratamento termoquímico	32
2.5 Produção de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR)	34
2.5.1 Viabilidade da produção de CDR	35
2.6 Produção de metanol com CDR	38
2.6.1 Gaseificação	40
2.6.2 Síntese de metanol com <i>syngas</i>	48
2.7 Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)	49
2.7.1 Estado da Arte da ACV	53
3 METODOLOGIA	58
3.1 Dados de entrada	58
3.2 Análise Ambiental	60

3.2.1 Definição de objetivo e escopo	60
3.2.2 Definição de Cenários	60
3.2.3 Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência	61
3.2.4 Limites do sistema	61
4 ANÁLISE DOS INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA	63
4.1 Premissas	63
4.2 Cenário 1 – Aterro sanitário	63
4.2.1 Entradas do sistema	64
4.2.2 Geração de energia	66
4.2.3 Emissões para a atmosfera	66
4.2.4 Emissões para a água e o solo	69
4.3 Cenário 2 – Incineração	71
4.3.1 Entradas do sistema	72
4.3.2 Geração de energia	74
4.3.3 Emissões para a atmosfera	74
4.3.4 Emissões para a água e o solo (geração de cinzas e escória)	78
4.4 Cenário 3 – Produção de metanol	79
4.4.1 Produção de CDR	80
4.4.1.1 Entradas do sistema	82
4.4.1.2 Impactos evitados	84
4.4.1.3 Reciclagem	85
4.4.1.3.1 Inventário da reciclagem do vidro	87
4.4.1.3.2 Inventário da fabricação do vidro	87
4.4.1.3.3 Inventário da reciclagem do alumínio	88
4.4.1.3.4 Inventário da fabricação do alumínio	89
4.4.1.3.5 Inventário da reciclagem do aço	90
4.4.1.3.6 Inventário da fabricação do aço	92
4.4.1.3.7 Inventário compostagem da matéria orgânica	93
4.4.1.3.8 Biodigestão anaeróbia e recuperação energética em MCI	95
4.4.1.3.9 Destinação dos rejeitos não reciclados para aterro sanitário	97
4.4.2 Produção de metanol a partir de CDR	100
4.4.2.1. Gaseificação do CDR em <i>syngas</i>	100
4.4.2.2 Conversão do <i>syngas</i> em metanol	106
4.4.3 Geração de eletricidade com metanol	108

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	111
5.1 Depleção dos Recursos Abióticos	117
5.2 Potencial de Aquecimento Global (GWP)	118
5.3 Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	121
5.4 Toxicidade Humana	122
5.5 Acidificação	123
5.6 Eutrofização	125
5.7 Análise Energética de Ciclo de Vida (AECV)	126
5.8 Comparação com a produção de metanol fóssil	129
5.9 Análise de Sensibilidade	132
5.9.1 Resultados da Análise de Sensibilidade	134
5.9.2 Conclusões da Análise de Sensibilidade	140
6 CONCLUSÕES	141
6.1 Recomendações	144
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	145
ANEXO 1	157

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV: Associação Brasileira do Ciclo de Vida
ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV: Avaliação de Ciclo de Vida
AECV: Análise de Energia de Ciclo de Vida
AICV: Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
ANP: Agência Nacional de Petróleo
CDR: Combustível Derivado de Resíduo
CFC: Clorofluorcarbono
CML: *Centrum voor Milieukunde/Center for Environmental Science*
CNPE: Conselho Nacional de Política Energética
COG: *Coke Oven Gas*
COVs: Compostos Orgânicos Voláteis
CTC: Tetracloreto de Carbono
DBO: Demanda Biológica de Oxigênio
DQO: Demanda Química de Oxigênio
EDIP: Environmental Design of Industrial Products
EGS: Eficiência Global do Sistema
ELCD: *European Platform on Life Cycle Assessment*
EPE: Empresa de Pesquisa Energética
EPS: *Environmental Priority Strategies*
ETE: Estação de Tratamento de efluentes
EU: União Européia
FEAM: Federação Estadual do Meio Ambiente
GEE: Gases de Efeito Estufa
GMG: Grupo Motogerador
GWP: *Global Warming Potential*
HCFC: Hidroclorofluorcarbono
HTW: *High Temperature Winkler*
IBICT: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ICE: *Internal Combustion Engine*
ICV: Inventário de Ciclo de Vida
IMO: *International Maritime Organization*
IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*
IRENA: *International Renewable Energy Agency*
LCA: *Life Cycle Analysis*
LCI: *Life Cycle Inventory*
LCIA: *Life Cycle Impact Assessment*
LIME: *Life Cycle Impact Assessment Method*

LPMEOH: *Liquid Phase Methanol*

MAPA: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MCI: Motor de Combustão Interna

MCT: Ministério da Ciência e Tecnologia

ME: Ministério da Economia

MME: Ministério de Minas e Energia

MSW: Municipal Solid Waste

MTBE: Éter Metil Terciário Butílico

MtO: *Methanol to Olefins*

NBR: Norma Técnica criada pela ABNT

NE: Número Estequiométrico

NPI: *National Pollutant Inventory*

ODP: *Ozone Layer Depletion*

ONG: Organização Não Governamental

PAH: Hidrocarbonetos Poliaromáticos

PBH: Prefeitura de Belo Horizonte

PLANARES: Plano Nacional de Resíduos Sólidos

PMGIRS-BH: Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte

PNPB: Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos

RED: *Renewable Energy Directives*

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos

RSUE: Resíduos Sólidos Urbanos para fins Energéticos

SDO: Substâncias Destruidoras da Camada de Ozônio

SECO: *Swiss State Secretariat of Economic Affairs*

SGC: *Swedish Gas Technology Centre*

SLU: Serviço de Limpeza Urbana

SRF: *Solid Recovered Fuel*

TMB: Tratamento Mecânico Biológico

TRACI: *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts*

TSS: Total de Sólidos em Suspensão

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

VPL: Valor Presente Líquido

WtC: *Waste to Chemicals*

WtE: *Waste to Energy*

1 INTRODUÇÃO

Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2020), entre os anos de 2010 e 2019, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil registrou um considerável incremento de 19%, passando de 67 milhões para 79 milhões de toneladas por ano. A quantidade de resíduos coletados também cresceu em todas as regiões do país; porém, grande parte dos RSU coletados (40,5%) ainda seguia para disposição inadequada, como os lixões a céu aberto. A falta de adequada separação destes resíduos reflete na sobrecarga do sistema de destinação final e na extração de recursos naturais, muitos já próximos do esgotamento. Ainda de acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2020), estima-se que até 2050 o Brasil observará um aumento de quase 50% no montante de RSU em comparação ao ano base de 2019. Para o mesmo período, a projeção de crescimento populacional é de 12%.

Para promover a reciclagem e o reaproveitamento energético dos resíduos, foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, regulamentada pelo Decreto 74,04/2010, que foi revogado em 2022 pelo Decreto 10936/22 (BRASIL, 2010), que estabelece que apenas os rejeitos devem ser destinados ao aterro sanitário. Assim, deve se considerar as parcelas passíveis de reciclagem e de reaproveitamento energético contidas no resíduo, de modo a aumentar a vida útil dos aterros e diminuir o consumo de recursos naturais e a utilização de combustíveis fósseis.

Em sua revisão de 2022, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), instituído pelo Decreto Nº 11.043, de 13 de abril de 2022 (BRASIL, 2022), apresenta diretrizes para materialização dos objetivos da PNRS para melhorar a gestão de resíduos sólidos. Além do encerramento de todos os lixões, já proibidos pela PNRS (Lei 12305/2010, Art. 47), o PLANARES prevê o aumento da taxa de recuperação de resíduos para patamares de 50% no período de 20 anos. Deste modo, metade dos RSU gerados no Brasil deverá deixar de ser aterrado, para ser reaproveitado por meio de reciclagem, compostagem, biodigestão e recuperação energética. Atualmente, apenas 2,2% dos RSU são reciclados, segundo o PLANARES.

O reaproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos (*Waste to Energy – WtE*) promove vários benefícios para os municípios, para a iniciativa privada e para o país, além dos ganhos

ambientais, como: maior controle dos resíduos sólidos gerados; aproveitamento de valor comercial dos resíduos; desenvolvimento de novas tecnologias para a recuperação energética e possibilidade de geração distribuída na matriz energética; geração de empregos e de renda nas atividades de coleta e gerenciamento de resíduos e geração de energia; benefício da imagem pública com sustentabilidade; ganhos com créditos de carbono; e adequação e alinhamento à PNRS e demais Leis e Políticas nacionais.

O metanol é um importante insumo para a indústria química e, desde 2016, não é mais fabricado no Brasil, sendo importado e tendo sua produção global baseada em combustíveis fósseis (carvão e gás natural). Constitui também, uma matéria prima essencial para a produção de biodiesel; portanto, o metanol torna-se um insumo estratégico para o Brasil, dada a importância do diesel para o sistema de transporte rodoviário e urbano brasileiro e a necessidade de redução das emissões atmosféricas com a adição do biodiesel ao diesel. Deste modo, torna-se evidente a necessidade de se buscar meios mais sustentáveis para a produção do metanol e viabilizar a retomada de sua produção nacional.

Associada à questão da importância estratégica do metanol, deve ser ressaltada também, a necessidade urgente de se buscar alternativas mais sustentáveis para a matriz energética primária mundial. De acordo com relatório recente (2022) da Agência Internacional de Energia Renovável (IRENA, sigla em inglês), a bioenergia equivale a dois terços do consumo de energia renovável mundial e 12% do consumo final de energia, com potencial de chegar a 25% da disponibilidade total de energia primária até o ano de 2050. Para atingir este patamar, a participação das novas fontes de bioenergia precisa ser incrementada em seus usos finais até 2030, com aumento da utilização de biomassa e biogás para aquecimento e para a indústria e biogases e biocombustíveis líquidos para o transporte. A participação dessas fontes de energia vem aumentando significativamente nos últimos anos, com destaque para o Brasil, a China, a União Europeia e os Estados Unidos; porém, sua taxa de crescimento ainda se encontra aquém do necessário para atingimento da meta de zero emissão líquida de carbono e de limite do aquecimento global de 1,5 °C. Segundo um relatório similar do IPCC (2022), as emissões de gases de efeito estufa (GEE) devem começar a diminuir antes de 2025 e serem reduzidas em 43% até 2030 para que o limite de aumento de temperatura não seja superado. As emissões de aterros sanitários, igualmente, devem ser reduzidas em aproximadamente um terço.

Ainda segundo o relatório IRENA (2022), o custo mais elevado dos biocombustíveis representa atualmente a barreira mais significativa na competitividade com os combustíveis fósseis, o que

pode ser resolvido com políticas de apoio financeiro e incentivos fiscais à produção e ao uso da bioenergia, além da eliminação progressiva dos subsídios concedidos aos combustíveis de origem fóssil e aumento de medidas de precificação de carbono, que já cobrem cerca 21% das emissões globais de gases de efeito estufa.

A questão do uso da terra para produção de biocombustíveis também tem sido objeto de discussões nos últimos anos, gerando críticas à questão da sustentabilidade da bioenergia face à concorrência com a produção de alimentos, o que corrobora com a necessidade de valorização e aprimoramento das técnicas de aproveitamento de fontes de bioenergia sustentáveis já disponíveis ou decorrentes das atividades humanas, como os RSUs.

A partir dos resultados obtidos, este trabalho faz uma análise abrangente, abordando o aspecto do aproveitamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tanto para a geração de energia quanto para a produção de um biocombustível (biometanol), caracterizando-se como uma avaliação de processos *WtE* e também, *WtC* (*Waste to Chemicals*), dada a importância do metanol para a indústria química. Ambos os processos têm grande relevância no contexto das questões ambientais globais vividas atualmente, sob a ótica da eficiência de conversão da energia contida no resíduo em produto final e dos impactos ambientais associados. A destinação usual dos resíduos no Brasil, que consiste no aterro sanitário, é questionada ao ser comparada com duas outras destinações alternativas, a fim de se buscar a maximização da geração de energia, associada à redução dos impactos ao meio ambiente. Por fim, é realizada também uma avaliação comparativa entre os impactos da produção de metanol a partir do RSU e do gás natural, utilizando-se eletricidade da matriz energética brasileira como fonte de energia para o processo. O impacto das variações na composição gravimétrica do RSU e no processo de síntese de metanol nos resultados é avaliado através da Análise de Sensibilidade.

A técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), utilizada neste trabalho como ferramenta, permite estimar e avaliar os impactos ambientais de processos produtivos, incluindo o consumo de insumos, geração de produtos e subprodutos, emissão de poluentes, consumo e geração de energia etc. Os Inventários de Ciclo de Vida (ICV) utilizados na ACV foram obtidos da literatura científica e os estudos de ACV, para levantamento dos impactos ambientais de cada cenário avaliado, foram realizados através do software SimaPro, com a base de dados do site Ecoinvent e com a utilização do método CML IA baseline (versão 3.07). Este método foi elaborado por cientistas da Universidade de Leiden, na Holanda, com o objetivo de interligar os dados do Ecoinvent aos fatores de avaliação de impacto da abordagem aos dados do

Ecoinvent (HISCHIER *et al.*, 2009), sendo direcionado aos impactos de ponto médio (*midpoint*). Segundo mencionado por Silva (2005), este indicador apresenta bons resultados para avaliações com resíduos sólidos, conforme também referenciado por Henríquez (2016).

Vários autores têm utilizado o método CML para ACVs de destinações de RSU, atendendo aos indicadores de impactos nele incluídos. Em Liu *et al.* (2021), foi realizada uma avaliação comparativa dos impactos da destinação do RSU para incineração, aterro e métodos de captura de carbono (CO₂) na China, obtendo redução de 30% no potencial total de impacto ambiental com a captura de carbono. Saheri *et al.* (2012) comparou a destinação dos resíduos urbanos a lixões com o aterro sanitário na Malásia, constatando benefícios ambientais do aterro. Zaman (2010) avaliou comparativamente os cenários de disposição de RSU, considerando aterros sanitários, incineração e gaseificação-pirólise, observando vantagem deste último cenário do ponto de vista de emissões com potencial de aquecimento global (GWP). Mannheim (2022) utilizou o método CML para examinar e comparar os impactos ambientais da destinação do RSU para aterro sanitário e para incineração na União Europeia.

Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Constitui-se como o objetivo geral deste estudo:

- Avaliar os balanços de energia, emissão de gases de efeito estufa (GEE) e outros impactos ambientais da produção de metanol e geração de eletricidade a partir de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e compará-los com os balanços e impactos referentes à destinação dos resíduos para aterro sanitário e a incineração, com o objetivo de definir a solução mais adequada do ponto de vista ambiental.

1.1.2 Objetivos Específicos

São objetivos específicos deste trabalho:

- Contextualizar sobre a questão da produção mundial do metanol e sobre sua importância como insumo necessário para a produção de biodiesel no Brasil;
- Contextualizar sobre a importância dos biocombustíveis na redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE);
- Obter e disponibilizar os Inventários de Ciclo de Vida (ICV) com os impactos ambientais das alternativas convencionais de destinação dos RSU e sua comparação com a produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) e sua conversão em metanol e energia elétrica, através do mapeamento e quantificação das respectivas entradas e saídas de insumos e das emissões;
- Realizar a Análise de Sensibilidade para avaliar os impactos da variação dos dados críticos nos resultados;
- Concluir sobre a melhor opção de destinação do RSU do ponto de vista ambiental, de modo a causar menores impactos ao meio ambiente, através da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

1.2 Justificativas

O governo brasileiro vem investindo em formas renováveis de energia, como, por exemplo, o programa de estímulo à produção de biodiesel, determinando seus percentuais a serem adicionados ao óleo diesel de forma progressiva ao longo dos anos. A mistura de óleo diesel e biodiesel é chamada de “BX”, onde “B” indica a mistura e o “X” corresponde à porcentagem em volume do biodiesel na mistura. Por exemplo, B2 quer dizer que a mistura corresponde a 2% de biodiesel e 98% de óleo diesel, já uma mistura que tem 5% de biodiesel e 95% de óleo diesel é chamada de B5, e assim por diante.

Em 2005, o Congresso Nacional aprovou a criação do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB), pela lei nº 11.097, de 13/01/2005 (BRASIL, 2005), que tornou obrigatória a adição de 2% de biodiesel ao diesel (B2) até 2008. A Resolução nº 6/2009 do Conselho Nacional de Política Energética - CNPE (CNPE, 2009) aumentou para 5% o percentual obrigatório de mistura de biodiesel ao óleo diesel. Tem ocorrido, desde então, uma contínua elevação desse percentual com a meta de aumentá-lo gradativamente até atingir 20%. Em 2021 a mistura atingiu o percentual de 13% (B13), porém, devido ao aumento do preço no último leilão bimestral (L79), o governo federal, através do Ministério de Minas e Energia (MME), a retornou para 10%, com o intuito de reduzir o custo final do diesel para o consumidor, em decorrência de consequências da pandemia de Covid-19 na economia nacional e mundial. Em novembro de 2022, o governo definiu que este percentual será mantido até o final de março de 2023, com a justificativa de conferir maior previsibilidade e garantia de abastecimento.

A Nota Técnica da EPE (Empresa de Pesquisa Energética) de 2021, indica que a produção de biodiesel do Brasil em 2020 totalizou aproximadamente 6,4 bilhões de litros, representando alta de 10% em relação a 2019 e nível recorde para um ano, mesmo diante do cenário de incertezas causado pela pandemia de Covid-19.

O biodiesel usualmente é fabricado através da reação de transesterificação, um processo no qual se mistura um óleo (triglicérido), de origem vegetal ou animal, e um álcool, na presença de um catalisador. A reação subsequente quebra a molécula de gordura do óleo, separando a glicerina e os ésteres, que constituem o biodiesel.

Ainda segundo a EPE, a maior parte do óleo utilizado na fabricação do biodiesel no Brasil vem

da soja (71,4%), seguida pelo sebo bovino (9%) em segundo lugar como matéria prima isolada, e por outros insumos variados (19,3%), onde se destacam os materiais graxos (11,2%), conforme Figura 1.1, abaixo.

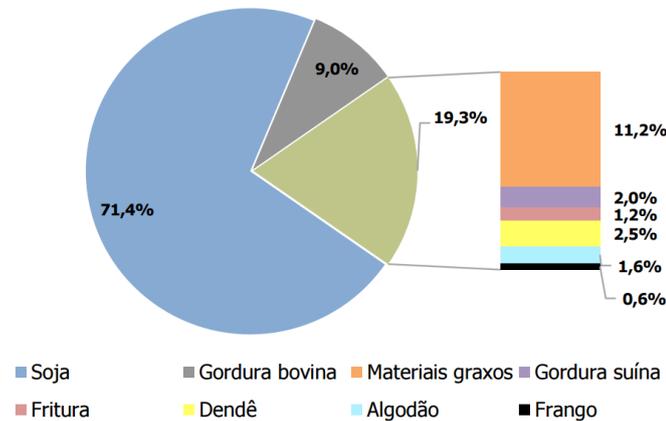


Figura 1.1 - Participação das matérias-primas na produção de biodiesel em 2020

Fonte: EPE (2021)

Apesar da soja possuir um dos menores teores de óleo por peso, ela apresenta algumas vantagens para o seu cultivo, como o rápido retorno do investimento, além da utilização da casca na fabricação de ração animal, na qual representa a principal fonte de proteína na ração para bovinos. Além disso, ela pode ser armazenada por longos períodos, tem crescimento relativamente rápido e seu uso não é restrito a climas quentes ou frios. O óleo de palma também é utilizado na produção de biodiesel, mas não é recomendado para regiões frias do país, como o sul e sudeste, pois ele se solidifica a temperaturas relativamente baixas.

Com relação ao segundo principal componente do processo de fabricação de biodiesel, embora seja possível usar praticamente qualquer tipo de álcool, somente dois deles têm sido explorados para a produção em nível comercial no Brasil: o metanol e o etanol. Os processos de transesterificação baseados nessas duas substâncias são chamados, respectivamente, rota metílica e rota etílica do biodiesel.

Apesar do etanol ser um produto renovável e produzido em larga escala no Brasil desde o incentivo do Programa ProÁlcool (decreto n° 76.593, de 1975; BRASIL, 1975), os números do setor mostram claramente a preferência pela rota metílica.

Dados do estudo EPE-DEA-IT-005/2019 (EPE, 2019) apontam o Brasil como o maior produtor mundial biodiesel via rota metílica, com 51 plantas de produção e biodiesel homologadas em

2019, totalizando uma capacidade de produção de 23 mil metros cúbicos por dia. Dentre as plantas ativas, somente dez delas apresentavam flexibilidade no processo produtivo para operar por rota metílica ou etílica. Referências obtidas da ANP, à época (2019), apontavam que todas as usinas em operação empregavam somente a rota metílica no processo de transesterificação.

Embora o PNPB tenha sido concebido com o objetivo de utilizar o etanol na produção do biodiesel nacional, isso não ocorreu devido ao elevado custo do mesmo. Também, não ocorreu em função da existência de uma tecnologia já consolidada para a produção através do metanol, oriunda da Europa e dos Estados Unidos, completamente dominada e com um melhor aproveitamento do óleo no processo de transesterificação. Apesar das pesquisas para o desenvolvimento da rota etílica, ela não obteve resultados comparáveis à rota metílica, o que acabou direcionando os investimentos para esta segunda.

Segundo os autores Uribe, Alberconi e Tavares (2014), o metanol apresenta maior reatividade (cadeia curta e polaridade), sua rota se torna menos custosa e requer um volume de reagente 45% menor em comparação ao etanol anidro. O consumo de eletricidade é menos da metade e requer 20% menos vapor do que a rota etílica e possui menor teor de água absorvida quando comparado ao etanol hidratado, por exemplo, o que minimiza interferências no processo para obtenção do biodiesel.

Para produzir 1.000 litros de biodiesel, as usinas incorporam no processo de produção até 300 litros de metanol. Na fabricação com etanol, esse número sobe para o patamar de 500 litros do álcool feito no Brasil a partir da de cana-de-açúcar. Em ambos os processos, no entanto, sobram cerca de 50% de qualquer um dos dois álcoois, que são retornados ao início do ciclo de produção no processo chamado de recuperação do excesso.

Diante destas considerações, pode-se constatar que o metanol possui papel crucial para produção do biodiesel no mercado brasileiro. Além de ser um dos maiores produtores mundiais de biodiesel, o Brasil é também o segundo maior produtor mundial de celulose, ficando atrás apenas da China. A produção de celulose também utiliza o metanol na produção do dióxido de cloro, que funciona como agente de branqueamento do produto. Isto sugere uma urgente necessidade de desenvolvimento de tecnologias ambientalmente e economicamente viáveis de retomar a produção nacional de metanol, o que se pretende contribuir, em parte, com este trabalho, ao se analisar os impactos ambientais da produção de metanol a partir do RSU.

1.3 Estrutura da Dissertação

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

Neste capítulo são apresentadas as considerações iniciais e comentários relativos ao tema da dissertação. São estabelecidos os objetivos gerais e os específicos, assim como a justificativa ao tema escolhido e a estrutura da dissertação.

CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta etapa é realizada a revisão bibliográfica e contextualização sobre o metanol e sua importância para a indústria, assim como sua demanda e produção em escala nacional e mundial. São abordados também a questão da origem dos insumos utilizados em sua produção e sua relação com a sustentabilidade.

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

Este capítulo apresenta o estudo de caso (aterro sanitário de Betim-MG) cuja composição gravimétrica do RSU foi considerada neste trabalho. É realizada a descrição da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), utilizada para a comparação dos impactos ambientais, assim como são definidos os cenários comparativos de destinação do RSU (aterro sanitário, incineração e produção de metanol) para avaliação. Para a estruturação da ACV, são ainda definidos a função, a unidade funcional e as fronteiras do sistema para dos cenários estudados, o método de avaliação dos impactos, assim como a apresentação da ferramenta computacional (SimaPro) utilizada no trabalho.

CAPÍTULO 4 – ANÁLISE DOS INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA (ICVs)

O capítulo apresenta os inventários relativos às rotas e processos de cada cenário, contendo os insumos de entrada, as emissões atmosféricas e para o solo e a água, as saídas de materiais e energia e os produtos finais, subprodutos e resíduos. Nos cenários onde há mais de um processo envolvido, são levantados os inventários de cada processo, desde a entrada do RSU até a disposição final dos subprodutos e resíduos e a geração de eletricidade, considerando as respectivas emissões e entradas e saídas de energia. Além dos impactos ambientais de cada categoria, serão calculados também os balanços de energia e de emissão de gases de efeito estufa (GEE) de cada cenário.

CAPÍTULO 5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são expostos os resultados da Avaliação do Ciclo de Vida dos cenários analisados, contendo impactos ambientais das categorias selecionadas, assim como a comparação entre os cenários e a definição de um ranqueamento entre os mesmos do ponto de vista ambiental e de geração de eletricidade. Os resultados da Análise de Sensibilidade são igualmente apresentados e discutidos.

CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O capítulo final do trabalho apresenta as principais conclusões acerca dos resultados obtidos e sugestões para trabalhos futuros relacionados ao tema.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são apresentadas informações obtidas através de pesquisa bibliográfica referente a características e propriedades do metanol, sua utilização na indústria, sua produção a nível global e a relação com a sustentabilidade.

São abordadas também as tecnologias atuais de produção de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR) e de produção de energia a partir de resíduos (*Waste to Energy – WtE*), assim como um comparativo, do ponto de vista da viabilidade técnica e dos benefícios ambientais, para a definição da tecnologia a ser utilizada neste trabalho.

2.1 O metanol e sua utilização

O metanol, também conhecido por álcool metílico, monohidroximetano, metil carbinol ou álcool de madeira, é um composto orgânico da família dos álcoois, com um átomo de carbono, três átomos de hidrogênio e uma hidroxila, cuja fórmula é CH_3OH , sendo líquido à temperatura ambiente. É um importante componente da indústria química, sendo usado como matéria-prima para sintetizar produtos como: formaldeído, éter metil terciário butílico (MTBE) e ácido acético, que, por sua vez, são usados na produção de adesivos, solventes, pisos, revestimentos etc., conforme ilustrado na Figura 2.1.

O metanol, como combustível, é utilizado em motores de combustão interna na forma pura ou em mistura com gasolina ou diesel. Pode também ser utilizado como combustível direto na aviação e em veículos de competição, devido à sua maior eficiência térmica, baixo custo e baixo risco de inflamabilidade, e seu uso vem sendo pesquisado e expandido para outras aplicações, como navegação marinha, veículos de carga, geração de eletricidade etc. Embora tenha sido proibido em alguns países, como os Estados Unidos, devido a problemas de contaminação das águas subterrâneas, o uso direto como combustível tem aumentado em outras regiões, como Ásia e México. De menos de 1% em 2000, a parcela de uso direto do metanol como combustível aumentou globalmente para mais de 14% em 2019 (EPE-DEA-IT-005/2019). No Brasil, foi utilizado como combustível complementar, em mistura, durante um período de escassez do etanol na década de 1980, tendo sido importado dos Estado Unidos. Após a normalização dos

estoques de etanol, porém, o metanol foi retirado dos combustíveis devido ao seu grande poder de corrosão do aço e sua elevada toxicidade.

Segundo Landälv (2015), a experiência adquirida com o uso do metanol nos últimos anos contribuiu para aumento do interesse em sua utilização como combustível automotivo, apesar de sua elevada toxicidade e corrosividade. A pesquisa realizada em diversas instituições e empresas, apontou que, ao contrário do que se imaginava, as questões de segurança apoiam a alternativa de uso do metanol. Nas várias aplicações em uso ou desenvolvimento, o metanol demonstrou ser um substituto viável para combustíveis derivados de petróleo, como uma maneira mais ecológica de melhorar seu desempenho.

Em todo o mundo, vários projetos estão em andamento para incorporar o uso do metanol em turbinas a gás de duplo combustível existentes. O baixo nível de aquecimento proporcionado pelo metanol, baixa lubrificidade e baixo ponto de fulgor o tornam um combustível de turbina superior em comparação com o gás natural e o destilado, o que pode se traduzir em emissões mais baixas, taxa de aquecimento melhorada e maior potência de saída. Projetos recentes de demonstração de metanol para energia mostraram a viabilidade dessa tecnologia, especialmente para nossas regiões insulares e outras áreas situadas longe de gasodutos ou de fontes de gás natural (METHANOL.ORG, 2023).

Olah (2005) propôs a economia do metanol como uma alternativa à economia dos hidrocarbonetos, para redução da dependência de combustíveis fósseis.

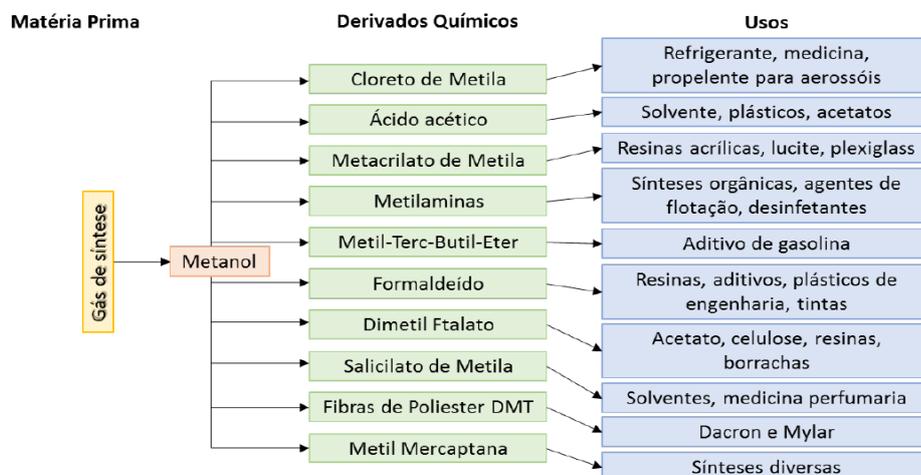


Figura 2.1 – Cadeia do metanol como produto químico industrial

Fonte: Estudo de caso EPE-DEA-IT-005/2019, adaptado de Eichler (2015)

2.1.1 A produção do metanol

Segundo o estudo de caso EPE-DEA-IT-005/2019, dados de 2018 mostram uma produção mundial anual de metanol de aproximadamente 80 milhões de toneladas, considerando uma capacidade instalada totalizando 128 milhões de toneladas. À época do estudo, os investimentos recentes no aumento de capacidade se concentravam no nordeste asiático, tendo a China como responsável por 76% do aumento de capacidade no período entre 2010 e 2018 (REFINITIV, 2019).

A Figura 2.2 apresenta a evolução da capacidade instalada mundial de produção de metanol.

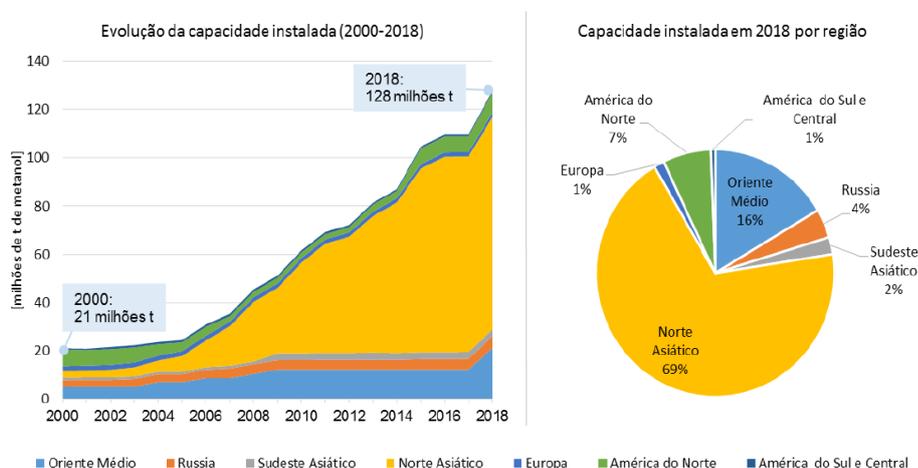


Figura 2.2 – Evolução da capacidade instalada

Fonte: Estudo de caso EPE-DEA-IT-005/2019, elaborado a partir de REFINITIV (2019)

Ainda segundo o estudo da EPE, a conversão de metanol em olefinas através de processos MTO (*Methanol to Olefins*) também desponta como uma alternativa na fabricação de petroquímicos básicos, uma vez que o eteno e o propeno são matérias-primas petroquímicas de alto valor agregado se comparadas ao gás natural. As rotas de produção de compostos químicos básicos têm sido impulsionadas nos últimos anos, basicamente por investimentos chineses.

A indústria mundial de metanol se baseia tradicionalmente na utilização de matérias primas de origem fóssil, como carvão e gás natural, em função da alta disponibilidade destas matérias primas e da tecnologia largamente estabelecida para esta conversão. Entretanto, em função da busca pela redução do consumo de combustíveis fósseis, muitas pesquisas vêm sendo conduzidas globalmente para o desenvolvimento de rotas de produção de metanol a partir de fontes renováveis, como biomassa e resíduos urbanos.

A partir de dados do estudo da EPE, de 2019, verifica-se cerca de 50% da produção mundial de metanol ainda baseada na utilização de gás natural, via gás de síntese (*syngas*). Excluindo-se a produção da China deste montante, a participação do gás natural no processo sobe para 97%, visto que o país utiliza principalmente o carvão como fonte de carbono para obtenção do metanol (METHANOL INSTITUTE, 2019). Segundo o estudo, as tecnologias mais utilizadas mundialmente para a produção do metanol são a reforma a vapor e a reforma auto térmica de gás natural.

O Brasil contava, há algumas décadas com três fábricas de metanol em escala industrial para atendimento de parte da demanda local. As plantas das empresas e Petrobras (PR), Copenor (BA) e Prosint (RJ) eram responsáveis pelo abastecimento de menos de 1/3 do consumo interno. Desde 2016, após o fechamento da Copenor, não há mais produção interna de metanol e a indústria nacional depende da importação do insumo de países como Trinidad e Tobago, Chile e Venezuela. Segundo a EPE, não há previsão de novos empreendimentos para retomada da produção nacional em função do alto investimento requerido e de dificuldades associadas à disponibilidade e ao preço do gás natural, assim como à competição com os custos da produção internacional em larga escala. Uma vez vencidos estes desafios, a retomada da produção nacional pode ser viabilizada, visto que a crescente demanda pelo produto nos últimos anos e a perspectiva de manutenção desta tendência.

A Figura 2.3, abaixo, ilustra a relação entre demanda, produção interna e importação de metanol entre 2008 e 2018. O volume de produção necessário para compensar a necessidade de importações em 2019 era de 5.000 toneladas de metanol por dia (EPE-DEA-IT-005/2019).

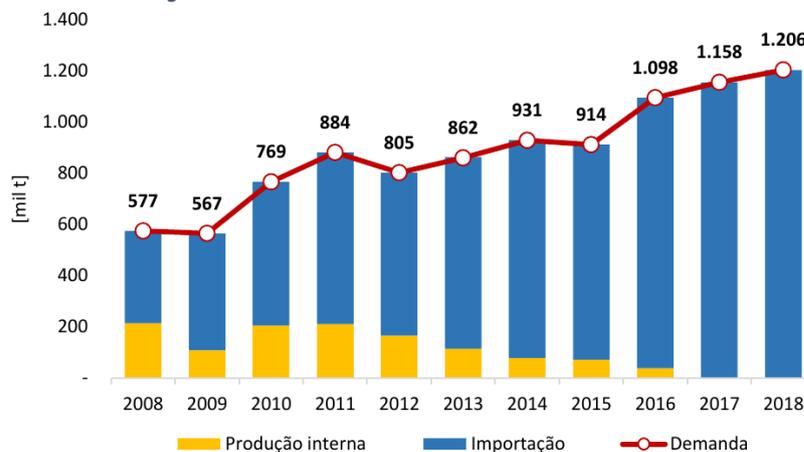


Figura 2.3 - Histórico do mercado nacional de metanol

Fonte: EPE, 2019

2.1.2 A demanda de metanol

A Figura 2.4 apresenta a evolução do consumo interno total de metanol e a proporção de consumo para produção de biodiesel e para demais usos, como o setor químico. Pode-se observar uma expansão consideravelmente maior do consumo de metanol para produção de biodiesel do que para os demais usos entre 2008 e 2018, motivada pelo aumento do consumo de óleo diesel no país e pelo incremento anual da mistura de biodiesel ao diesel, que teve crescimento anual após a Resolução nº 6/2009 do CNPE (CNPE, 2009).

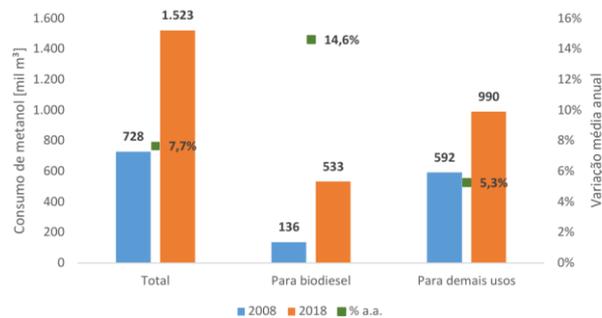


Figura 2.4 – Crescimento do consumo de metanol entre 2008 e 2018

Fonte: EPE (2019) - Elaborado a partir de ANP (2019) e ME (2019)

O aumento da demanda por biodiesel e o ritmo de crescimento mais modesto da indústria química nacional no período contribuíram para este cenário de consumo, com aumento expressivo da participação do biodiesel na demanda interna total de metanol, que aumentou de 19% em 2008 para 35% em 2018 (Fonte: ANP, 2019 e ME, 2019). Este aumento considerável na demanda de metanol, conjugado principalmente ao atendimento à produção de biodiesel, associado à ausência de produção interna, resultou em grande aumento no volume total de importação do metanol, atingindo em 2019 a marca de 1,5 milhões de metros cúbicos por ano, ao custo de USD 479 milhões (ME, 2019).

Por se tratar de uma *commodity* o preço do metanol no mercado mundial está sujeito a volatilidade em função das variações de oferta e demanda do produto final em si e dos insumos de sua fabricação, como gás natural, carvão e energia. Adicionalmente, diversos outros aspectos locais que influenciam os custos de produção em cada país são fatores importantes que impactam na competitividade da indústria nos países produtores. O alto custo dos insumos no Brasil e as constantes variações de custo de importação do metanol se configuram como

entraves para a competitividade da produção local e, conseqüentemente, para seu incentivo. O custo do gás natural também se torna um importante fator de competitividade para a viabilização da indústria nacional.

A questão de infraestrutura e da logística de distribuição também configura um importante fator de competitividade. Por se tratar de químico inflamável (com chama invisível) e cujos efeitos da elevada toxicidade em quaisquer ambientes podem ser extremamente graves, o transporte do metanol pelo modal rodoviário, como se emprega no país, apresenta riscos, sendo necessário uma complexa logística que seja capaz de garantir o atendimento dos critérios técnicos de segurança exigidos, desde a origem do produto até o destino nas indústrias consumidoras, independentemente de o produto ser importado ou nacional. Atualmente, já é feito um mapeamento e gerenciamento das rotas de transporte do metanol importado pelo Brasil e pelos demais países da América Latina para mitigar vulnerabilidades encontradas e atuar com ações preventivas de possíveis crises (METHANEX, 2019).

Uma análise de sensibilidade realizada indicou que o preço do metanol, escala de produção e preço do gás natural são as variáveis críticas para a viabilidade. Neste contexto, cabe avaliar como reduzir a dependência do metanol importado, considerando que o custo de produção no Brasil é altamente impactado pelo alto preço e pela baixa disponibilidade do gás natural (EPE, 2019 - elaborado a partir de ANP (2019) e ME (2019)).

Uma alternativa para viabilizar a retomada da produção local de metanol é buscar rotas de produção que não somente desvinculem o metanol da cadeia do gás natural, como também permitam a produção do insumo em menor escala, nas proximidades das indústrias consumidoras ou até mesmo integradas a elas.

Soma-se a esta necessidade de mercado, a questão ambiental, visto que o Brasil é uma economia emergente de grande importância mundial, tendo papel significativo na busca pela preservação do meio ambiente. Lidar com a redução das emissões na produção do metanol é, portanto, um componente-chave para a descarbonização não só do setor de transportes, mas também do setor químico, onde é utilizado como importante matéria-prima.

2.1.3 O metanol e sustentabilidade

Lançado no final de janeiro de 2021, o relatório *Innovation Outlook: Renewable Methanol*, da IRENA, indica como o mundo poderia reduzir sua pegada de carbono produzindo metanol renovável a um custo competitivo até 2050.

Segundo o relatório, menos de 0,2 milhão de toneladas de metanol renovável eram produzidas por ano no mundo. A maior parte do metanol utilizado globalmente (cerca de 98 milhões de toneladas) era produzida a partir de gás natural ou carvão, com emissões anuais estimadas de 0,3 bilhão de toneladas de CO₂, cerca de 10% das emissões do setor de produtos químicos e petroquímicos.

Além disso, a produção mundial de metanol quase dobrou na última década, com uma grande parte desse crescimento ocorrendo na China, onde a produção é predominantemente baseada no carvão. Seguindo as tendências atuais, a IRENA (2021) estima que a produção mundial pode aumentar para 500 milhões de toneladas por ano até 2050, liberando 1,5 bilhão de toneladas de CO₂ na atmosfera por ano, se nada for feito para descarbonizar esta indústria.

O uso como combustível, seja em mistura com a gasolina ou para a produção de biodiesel, seja na forma direta nos motores, também tem crescido rapidamente desde meados da década de 2.000, conforme exposto acima. Juntas, essas aplicações representam cerca de 31% do consumo mundial de metanol.

O custo de produção de metanol à base de combustível fóssil se encontrava, em 2021, na faixa de USD 100 a USD 250 por tonelada. Já o custo baseado em fontes renováveis podia variar entre USD 320 e USD 2.400 por tonelada, dependendo da rota utilizada. A IRENA (2021) estima que, até 2050, este custo pode cair para algo em torno de US\$ 220 a USD 630 por tonelada, caso sejam adotadas políticas de incentivo.

“Como acontece com qualquer outra alternativa aos combustíveis fósseis, para que o metanol renovável ganhe espaço no setor químico como um combustível renovável, a demanda e a oferta devem ser estimuladas por políticas, regulamentos e mandatos adequados” (IRENA, 20, p. 19).

Estes estímulos podem incluir padrões de combustíveis renováveis, incentivos fiscais, impostos de carbono, pisos de preços garantidos no longo prazo e impostos mais baixos sobre combustíveis renováveis e matérias-primas, entre outros. Entretanto, embora sua expansão

esteja travada pelo elevado custo de produção quando comparado ao metanol à base de gás natural e carvão, a IRENA afirma que o metanol renovável é uma alternativa sustentável tecnicamente fácil de se implementar, pois pode ser produzido a partir de uma grande variedade de matérias-primas sustentáveis, como biomassa e resíduos diversos.

Do ponto de vista *downstream*, dentre os combustíveis que podem ser sintetizados através de fontes renováveis, e que sejam líquidos à temperatura ambiente, o biometanol é o combustível mais simples. O interesse por sua aplicação em motores de combustão interna se deve principalmente à sua alta octanagem, que lhe confere resistência à detonação, e por possibilitar a substancial redução das emissões quando comparado a combustíveis de origem fóssil, com zero emissões líquidas de carbono. Esses fatores têm impulsionado a atual aplicação em maior escala em carros de passeio e caminhões na China.

Com aumento do rigor na legislação de emissões para embarcações marítimas, o metanol também está ganhando interesse como potencial combustível para esta aplicação, com algumas conversões iniciais de navios já em teste. A sua praticidade de uso em comparação com o gás natural, além de não depender de nenhum recurso escasso ou finito para sua fabricação, permitem escalabilidade da aplicação do metanol renovável, para atendimento às enormes necessidades do setor de transporte mundial atual.

O Quarto Estudo de GEE da IMO (*International Maritime Organization*), de 2021, estima que o transporte marítimo global emitiu 1.056 milhões de toneladas de CO₂ em 2018, representando cerca de 2,89% do total das emissões antropogênicas globais de CO₂ naquele ano.

Neste mesmo sentido, a Câmara Internacional de Navegação publicou um relatório recente (*INTERNATIONAL CHAMBER OF SHIPPING, 2022*) apresentando motivos para a contabilização do setor naval nos planos internacionais de descarbonização por meio do acesso a combustíveis líquidos neutros em carbono. O relatório estima a necessidade de um aumento de 100% na geração global de energia renovável somente para atendimento à demanda de combustíveis neutros em carbono para a indústria naval.

A síntese do metanol requer carbono. A produção inicial poderia utilizar biomassa ou CO₂ emitido pelas chamadas fontes pontuais: fontes que emitem mais de 100 mil toneladas de CO₂ por ano. Essas fontes emitem aproximadamente metade das emissões antropogênicas de CO₂ em todo o mundo (MARTENS *et al.*, 2018). No entanto, a longo prazo, para atingir a emissão líquida zero de carbono, o CO₂ também deve ser capturado de fontes difusas. Isso requer o

desenvolvimento da captação direta do ar (VERHELST *et al.*, 2018).

Uma pesquisa recentemente realizada na China, e publicada no jornal acadêmico *Nature Communications* em 2021 (HU *et al.*, 2021), aponta a viabilidade de produção de metanol sintético a partir da captura de CO₂ na atmosfera e de sua hidrogenação à temperatura ambiente, chegando a um processo carbono neutro ou negativo.

Já estão disponíveis no mercado mini fábricas modulares capazes de produzir de 10 a 15 toneladas de metanol por dia a partir da eletrólise da água para liberação de hidrogênio, que é posteriormente combinado ao gás carbônico. Adicionalmente, as soluções para produção sustentável do metanol em menor escala, próximas às fontes consumidoras, auxilia na redução das emissões e dos riscos associados ao transporte do produto, conforme exposto acima.

Por fim, vale lembrar que o uso do metanol em substituição aos combustíveis fósseis não reduz somente as emissões de gases de efeito estufa, mas, em alguns casos, evita outras emissões prejudiciais, como óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio e material particulado.

2.2 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

A Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), em sua terminologia, define os resíduos sólidos urbanos em seu Art. 3º, Inciso XVI, como

“material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL, 2010).

São igualmente definidos pela Lei os rejeitos em seu Art. 3º, Inciso XV, como

“resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”.

2.3 Triagem dos Resíduos Sólidos Urbanos

A separação dos resíduos sólidos, de acordo com suas características físico-químicas, ocorre nas unidades de triagem, para que eles sejam corretamente destinados, conforme melhor opção técnica, econômica e ambiental de cada um de seus componentes.

Segundo o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte (PMGIRS-BH, 2017), a separação dos materiais pode ser feita de forma mecanizada, semi-mecanizada ou manual e as plantas de triagem podem ser operadas pelas prefeituras dos municípios, pela iniciativa privada ou por ONGs e organizações de catadores.

Ainda segundo o PMGIRS-BH (2017), no processamento manual, o resíduo seco é descarregado em uma área de recepção, de onde segue para a bancada de triagem, onde os recipientes são abertos pelos triadores, que segregam manualmente os materiais conforme suas características. O material separado é então armazenado em bolsões ou tambores para posterior prensagem, dependendo do material, e comercialização.

De acordo com estudo publicado Prefeitura de Belo Horizonte – PBH em 2011, uma unidade de triagem manual (baixa tecnologia), sem dispor de equipamentos sofisticados, consegue processar, em média, 2,2 toneladas por dia, por triador, se mostrando um processo lento, com elevado custo da tonelada triada, não sendo aplicável para o recebimento de grandes volumes de resíduos, como os gerados em grandes centros urbanos, pois necessitaria de muitas unidades com grande quantidade de mão de obra treinada, para que ocorra um bom aproveitamento dos resíduos.

Na triagem semi-mecanizada (média tecnologia) algumas etapas do processo ocorrem com o uso de equipamentos, como para o rompimento dos sacos, separação magnética dos metais e separação de materiais pequenos (terra e restos orgânicos, através de peneira rotativa). Em seguida a triagem prossegue manualmente, como ocorre em São Bernardo do Campo, São Paulo, por exemplo (Figura 2.5, abaixo).

Segundo informações da PBH, em 2015 foram coletados e encaminhados para a unidade de triagem 5,2 mil toneladas de materiais. Por mês, cerca de 900 toneladas de materiais recicláveis, ou cerca de 4,2% de todo o lixo gerado no Município, são coletados e processados (PMGIRS-BH, 2017).



Figura 2.5 - Unidade de triagem semi-mecanizada do município de São Bernardo do Campo/SP

Fonte: PMGIRS-BH (2017)

No processo semi-mecanizado o índice de processamento sobe, em média, para 6,0 toneladas/dia por triador, quando operado por associações de catadores, e para 11,0 toneladas/dia por triador, quando operado pela iniciativa privada. Porém, o custo da operação por empresas privadas é elevado, segundo o citado estudo, devido a encargos sociais e investimentos, o que não ocorre quando a operação é realizada por organizações de catadores.

Já o processo mecanizado (alta tecnologia) inicia-se com uma triagem prévia de grandes volumes de vidros, em seguida ocorre o rompimento dos sacos e os resíduos seguem por esteiras até os equipamentos, que separam cada categoria por sua característica, utilizando a dimensão, peso, composição química e até cor, através de peneiras rotativas, separadores magnéticos, separadores balísticos e leitores ópticos.

Esse tipo de unidade possibilita a operação praticamente ininterrupta, necessitando de pausas apenas para limpeza e manutenção, permitindo, assim, garantia de quantidades maiores a serem fornecidas para comercialização. O índice de processamento de resíduos é variável, de acordo com o porte da unidade, assim como o índice de recuperação de materiais, que depende do nível tecnológico dos equipamentos empregados.

Os resíduos segregados em Unidades de Triagem, após sua comercialização, passam por diversos estágios de beneficiamento para que sejam encaminhados para indústrias recicladoras.

Esse processo agrega valor ao material, para que seja absorvido pelo mercado local, como descrito a seguir:

- Papel: Segregação, maceração, depuração, lavagem, dispersão, retirada da tinta e branqueamento;
- Plástico: Segregação, trituração, lavagem, aglutinação e extrusão;
- Vidro: Segregação, trituração, lavagem e moagem;
- Metal: Segregação, prensagem, fundição, lingotamento.

2.4 Métodos usuais de destinação de RSU

De acordo com o relatório PMGIRS-BH (2017), os resíduos segregados no processo de triagem ou previamente separados pela população através do sistema municipal de coleta seletiva, podem ser adequadamente destinados para processos de transformação de suas propriedades físicas e químicas, de modo a proporcionar novas utilizações para seus subprodutos ou para a produção de fertilizantes, geração de energia, entre outros. A seguir, são apresentadas as destinações mais comuns para os materiais que compõem o RSU e suas respectivas etapas de processamento. Alguns destes processos são abordados nos capítulos seguintes para avaliação de seus impactos ambientais.

2.4.1 Unidade de compostagem

A compostagem é um processo biológico, que promove a decomposição da matéria orgânica, por meio de micro-organismos, resultando em composto orgânico. Após a formação de uma leira com a matéria orgânica, os fungos e bactérias se proliferam e metabolizam os nutrientes presentes. A maturação do composto é finalizada quando a decomposição se completa, ocorrendo a transformação do material ativo em húmus. O composto pode ser utilizado em obras de paisagismo e jardinagem e, em alguns casos restritos, empregados em cultivos agrícolas para consumo humano. Análises laboratoriais dos parâmetros de controle devem ser realizadas, a fim de investigar a presença de metais pesados, coliformes fecais e outros patógenos, bem como atestar a qualidade do produto final, em conformidade com os padrões estabelecidos pelas normativas vigentes do Ministério da Agricultura, Pecuária e

Abastecimento (MAPA).

Em unidades de compostagem mais usuais é necessária a instalação de pátio pavimentado e sistema de drenagem pluvial, de forma a evitar que o líquido (chorume) gerado durante o processo de decomposição contamine o solo e as águas subterrâneas. Esse líquido deverá ser direcionado para um sistema de tratamento de efluentes. O revolvimento das leiras poderá ocorrer de forma manual ou mecânica, dependendo do volume de resíduos orgânicos que aporta no sistema.

Também é possível realizar o processo através do método de aeração forçada nas leiras, sem reviramento do material, dispondo a massa a ser tratada sobre um sistema de tubulação perfurada, pela qual se faz a aeração da massa de resíduos.

A terceira opção refere-se a um sistema fechado, no qual a massa de resíduos é inserida em um reator biológico, permitindo controlar os parâmetros operacionais do processo sem interferência do ambiente externo e acelerar o tempo de decomposição da matéria orgânica.

Os resíduos orgânicos usualmente utilizados no processo são diferenciados em basicamente dois tipos. Os resíduos ricos em carbono (palha, serragem, feno, folhas secas, podas) e os ricos em nitrogênio (restos de comida, folhas verdes, borra de café, solo).

A relação ideal de carbono/nitrogênio, no início do processo, para que os microrganismos se multipliquem, é de 30 partes de carbono para 1 parte de materiais ricos em nitrogênio, de acordo com o Manual para Implantação de Compostagem e de Coleta Seletiva no Âmbito de Consórcios Públicos, publicado em 2010, pelo Ministério do Meio Ambiente. Para compostagem em grandes centros urbanos, podem ser utilizados, como fonte de carbono, principalmente os resíduos resultantes de podas de árvores e, como fonte de nitrogênio, os resíduos provenientes de grandes geradores, como restaurantes, sacolões e supermercados, como ocorre atualmente em Belo Horizonte.

O relatório PMGIRS-BH (2017) aponta que no Distrito Federal, uma unidade de compostagem instalada produz 25 mil toneladas de adubo orgânico por ano. Localizada na região administrativa de Ceilândia, a unidade recebe parte de toda a fração orgânica de RSU de Brasília. O material é processado e transformado em adubo e, posteriormente, doado para agricultores familiares, em sua maioria, ou comercializado a preços mais baixos do que os praticados no mercado.

O mesmo relatório relata ainda sobre uma planta de compostagem com 4,2 mil m² de leiras, 10 mil metros quadrados de pátio de estocagem e 400 m² de área de beneficiamento (peneiramento) no Município de Vitória - ES. A capacidade é de 120 toneladas/dia de tratamento de resíduos orgânicos. Os equipamentos utilizados no empreendimento são: pá carregadeira, triturador, peneira, trator com revirador de leira, galpões, balança e caminhão pipa.

2.4.2 Compostagem doméstica

A compostagem doméstica é uma alternativa para o incentivo de aproveitamento da matéria orgânica nas residências, contribuindo para a diminuição deste tipo de resíduo no sistema público de limpeza urbana. Um dos processos mais utilizados para a compostagem doméstica é a vermicompostagem, com utilização de minhocas que se alimentam da fração orgânica e aceleram o processo de decomposição.

Esse sistema não requer muito espaço e o composto produzido pode ser utilizado em plantas e hortas, já que não houve contaminação com rejeitos e metais pesados. Ainda há preconceito por parte das pessoas em manter o resíduo orgânico em suas casas, com medo de haver mau cheiro e atração de vetores, o que não é verdade. Por esse motivo, é importante que o poder público, ao incentivar essa prática, realize campanhas de conscientização e educação ambiental.

Em São Paulo, capital, foi criado o Programa Composta São Paulo, para conscientizar os moradores sobre a compostagem doméstica, como forma de reciclar os resíduos orgânicos. O projeto foi iniciado em 2014, com a participação de 2.000 domicílios selecionados, que receberam orientações e um kit de composteira doméstica, com capacidade para tratar 1 a 2 kg por dia de resíduos orgânicos, o que pode reduzir, pela metade, o volume de resíduo descartado por família. Com esse número de participantes, o projeto pode proporcionar a compostagem descentralizada de 2 a 4 toneladas de resíduos orgânicos domésticos por dia. Essa iniciativa é custeada pelas empresas concessionárias de coleta de lixo, cujos contratos preveem que 0,5% do que é pago mensalmente seja investido em educação ambiental (PMGIRS-BH, 2017).

Outra opção em escala um pouco maior é a compostagem em condomínios, onde se aplica um processo para o tratamento dos resíduos gerados em todas as residências do empreendimento. Em Vale do Aburrá, Colômbia, 65% dos 3 milhões de habitantes vivem em condomínios. Em projeto implantado na cidade, foram selecionados 8 condomínios com 50 a 80 apartamentos, e que dispunham de uma área de 20 a 25 m² com piso cimentado e coberto,

além de 1 funcionário responsável pelo acompanhamento operacional. Esses locais receberam composteiras domésticas, com capacidade para processamento de todo o resíduo orgânico gerado nas residências (PMGIRS-BH, 2017).

2.4.3 Biodigestor

O sistema de tratamento dos resíduos orgânicos por meio de biodigestor, baseia-se na utilização de uma câmara de processo, na qual ocorre a digestão da matéria orgânica. As reações que ocorrem produzem o biogás, que é composto basicamente por metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2), ambos gases efeito estufa. Além dos gases, ao final do processo é gerado também, como subproduto, o biofertilizante, que deve ser removido regulamente do biodigestor, para o seu bom funcionamento.

O biodigestor é um sistema limpo e apto para receber qualquer tipo de matéria orgânica, inclusive dejetos e carcaças de animais. Por ser um processo fechado, não contamina o meio ambiente e consegue trabalhar com grandes quantidades de resíduo. Os gases resultantes podem ser enviados por tubulação para queima, ou serem aproveitados para geração de energia, evitando sua emissão para atmosfera. O biofertilizante pode ser utilizado posteriormente como fertilizante e pesticida. Como desvantagem, observa-se o alto custo de implantação. No Brasil, esse processo ainda é pouco aplicado no tratamento da fração orgânica dos resíduos domiciliares em larga escala; sendo mais utilizado para efluentes industriais, resíduos rurais e tratamento de lodo proveniente de ETE. Também é possível utilizar sistemas de menor capacidade, em empreendimentos que gerem grande volume de resíduos orgânicos.

2.4.4 Aterro sanitário

A norma da ABNT NBR nº 8.419/1996 (BRASIL, 1996), que estabelece as condições mínimas para projetos de aterros sanitário de resíduos sólidos urbanos, o define como

“uma técnica de disposição de RSU no solo, sem causar danos à saúde e à sua segurança, minimizando impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra, na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos

menores, se for necessário (ABNT, 1996, p. 1)”

Basicamente, o conjunto de condições operacionais implementadas é composto por (ABNT, 1996):

- Impermeabilização da base e laterais e sistema de drenagem para captação do chorume proveniente da decomposição do lixo;
- Recobrimento diário, ou com maior frequência, se necessário, dos resíduos com solo;
- Sistema de coleta e tratamento do biogás gerado pela decomposição do lixo;
- Sistema de drenagem superficial de águas pluviais, a fim evitar a infiltração de água da chuva no aterro;
- Sistema de tratamento do chorume produzido;
- Poços de monitoramento de águas subterrâneas;
- Recobrimento final e revegetação das células encerradas;
- Cerca viva no perímetro da área do aterro, para evitar/diminuir proliferação de odores e poluição visual, além de fechamento contra a entrada de animais e pessoas não autorizadas.

A implantação desse tipo de empreendimento precede de um estudo detalhado, visando considerar aspectos ambientais, de saúde pública, topografia do local, sondagens, permeabilidade do solo, dados meteorológicos, zoneamento, atendimento à legislação, vizinhança, custos, circulação de veículos na região, aspectos sociais, econômicos e políticos, bem como de um projeto executivo e de licenciamento ambiental aprovado pelo órgão ambiental competente (PMGIRS-BH, 2017).

Devido à grande presença de matéria orgânica aterrada, o aterro sanitário age como um reator biológico. A decomposição da matéria orgânica ocorre, primeiramente, por decomposição aeróbia, no período de deposição do resíduo, e, com a redução oxigênio presente nos resíduos, ocorre posteriormente o processo de decomposição anaeróbia.

O metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) são os principais gases gerados. Segundo Catapreta e Simões (2009), 5 a 15% de todo o metano emitido para a atmosfera é proveniente de lixões e aterros.

As tecnologias mais utilizadas para o aproveitamento energético do biogás gerado em aterros são os motores de combustão interna, microturbinas a gás e turbinas a vapor. Os sistemas de geração normalmente são implantados após o encerramento de uma célula de aterramento, mas também é possível instalá-los com a célula em operação.

Os aterros sanitários são estruturas que necessitam de um grande investimento para sua construção e de rigoroso controle ambiental. Além disso, necessitam de grandes áreas para implantação e causam grande impacto visual.

Em Belo Horizonte, a Lei Municipal nº 10.522/2012 (BELO HORIZONTE, 2012), estabelece que resíduos da construção civil, quando reciclados na forma de agregados, ou na condição de solos não contaminados, podem ser utilizados em aterros sanitários, com a finalidade de execução de serviços internos aos mesmos.

2.4.5 Tratamento mecânico biológico (TMB)

Esta alternativa tecnológica, aplicada aos resíduos indiferenciados, consiste na triagem mecanizada dos materiais recicláveis e no tratamento biológico da matéria orgânica, seja através da biodigestão e/ou da compostagem. É um sistema eficiente, entretanto, não considera a necessidade de segregação dos resíduos na fonte, o que por sua vez contribui para a perda do valor econômico dos resíduos.

Esse tipo de tecnologia é muito avançada e requer um alto custo de implantação e, atualmente, possui um custo de tratamento por tonelada consideravelmente maior do que o aterro sanitário.

2.4.6 Tratamento termoquímico

As alternativas de tratamento térmico dos resíduos, como, por exemplo, a incineração, vêm sendo muito utilizadas com intensidade em países como o Japão e a Alemanha. Esse processo possui vantagens, como a redução, em até 90%, do volume dos resíduos encaminhados para aterros sanitários, eliminação de organismos patogênicos presentes no lixo e geração de energia elétrica. Os aspectos negativos são as emissões atmosféricas que, quando não controladas adequadamente, podem acarretar graves danos ambientais, exigindo profissionais muito capacitados para a operação do empreendimento (PMGIRS-BH, 2017).

Segundo Menezes (2000), a tecnologia disponível para projeto de incineradores prevê a geração de até 0,95 MWh/t de RSU processada, sendo que a grande maioria dos sistemas instalados gera de 0,4 a 0,95 MWh/t, dependendo diretamente do poder calorífico do RSU processado. Oliveira *et al.* (2018) menciona que, para PCI do RSU maior que 2.000 kcal/kg, é viável tecnicamente a incineração do material bruto em usinas, com possibilidade de gerar de 0,45 a 0,70 MWh/t de RSU. De acordo com Zamorano (2007), o calor recuperado pela incineração pode representar cerca de 6 a 7 % da energia consumida pela população que gera o RSU.

Essa alternativa não se apresenta possível para o estado de Minas Gerais, por exemplo, não pelo aspecto técnico-operacional, mas sim pelo aspecto legal, uma vez que a Lei no 21.557/2014 proíbe a utilização dessa tecnologia no estado, quando aplicada ao tratamento de resíduos sólidos domiciliares.

Apresenta-se, a seguir (Tabela 1), a matriz de vantagens e desvantagens das alternativas apresentadas para os métodos de triagem e de tratamento, destinação e disposição final de resíduos.

Quadro 2.1 - Vantagens e desvantagens das alternativas de triagem, tratamento, destinação e disposição final de resíduos

Alternativa		Vantagens	Desvantagens
Triagem	Manual	<ul style="list-style-type: none"> • Maior geração de empregos • Baixo custo de implantação • Boa qualidade de triagem 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzido volume de material triado por dia • Alto custo de operação
	Semi-mecanizada	<ul style="list-style-type: none"> • Média Geração de empregos • Boa qualidade de triagem 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto custo de operação
	Mecanizada	<ul style="list-style-type: none"> • Alto índice de triagem por dia • Alto custo de implantação 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo de operação • Baixa geração de emprego
Tratamento, destinação e disposição final	Unidade de compostagem	<ul style="list-style-type: none"> • Produção de composto orgânico em grande escala • Baixo custo de implantação 	<ul style="list-style-type: none"> • Dependência da coleta seletiva para seu funcionamento • Necessidade de mercado para escoamento de composto em larga escala
	Compostagem doméstica	<ul style="list-style-type: none"> • Redução da destinação de resíduos orgânicos 	<ul style="list-style-type: none"> • Preconceito de parte da população Rejeição inicial pela população
	Biodigestores	<ul style="list-style-type: none"> • Menor tempo de processamento • Tecnologia limpa • Geração energética • Geração de biofertilizante • Possibilidade de venda de créditos de carbono 	<ul style="list-style-type: none"> • Maior custo de implantação • Tecnologia pouco utilizada no Brasil para tratamento de resíduos domiciliares
	Aterro sanitário	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo de destinação • Menor custo de implantação comparada a outras tecnologias de tratamento • Solução indispensável mesmo adotando outras tecnologias 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de grandes áreas para implantação • Vida útil curta • Geração de passivo ambiental
	TMB	<ul style="list-style-type: none"> • Dispensa necessidade de coleta seletiva • Produção de composto orgânico • Produção de biofertilizante • Produção de CDR 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto custo de implantação • Alto custo de tratamento
	Tratamento térmico	<ul style="list-style-type: none"> • Aproveitamento energético • Redução do volume dos resíduos até 90% • Eliminação de organismos patogênicos 	<ul style="list-style-type: none"> • Emissões atmosféricas • Demanda de profissionais muito capacitados

Fonte: PMGIRS-BH (2017)

2.5 Produção de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR)

Os resíduos sólidos urbanos podem ser segregados em material combustível, não combustível e com umidade elevada, de acordo com Caputo e Pelagagge (2002). O material combustível, também conhecido como combustível derivado do resíduo (CDR), é composto principalmente por derivados à base de carbono, como material orgânico, plástico, papel, madeira e têxteis. O plástico e o papel consistem em 50 a 80% da composição mássica e são as principais frações componentes do combustível derivado de resíduos, enquanto as frações restantes são compostas por orgânicos, madeira e têxteis. Conseqüentemente, o combustível derivado dos resíduos sólidos urbanos pode ser potencialmente utilizado como uma fonte alternativa de energia, pois pode conter cerca de 20 MJ/kg de poder calorífico, o que é comparável aos combustíveis fósseis.

A Figura 2.6 ilustra a composição usual dos resíduos sólidos urbanos.

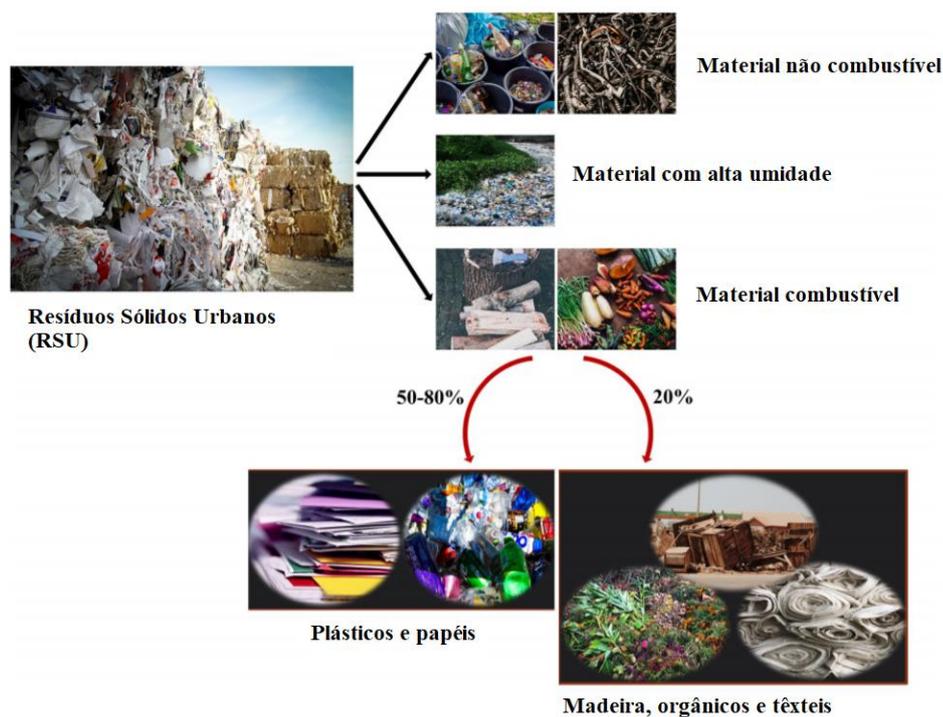


Figura 2.6 – Composição dos RSU

Fonte: Adaptado de Yang *et al.* (2021)

A transformação do RSU em CDR não é um processo recente. Esse método foi inicialmente desenvolvido como um meio de evitar-se a queima imediata do RSU, transformando-o em um combustível que pudesse ser transportado e armazenado. O método mais fácil de converter o

CDR em energia é através de sua combustão. A tecnologia de combustão do CDR foi desenvolvida na América do Norte pela empresa Babcock & Wilcox, no início dos anos 1970, como uma alternativa mais eficiente à queima do resíduo sólido urbano sem um pré-tratamento ou seleção (LESCANO *et al.*, 2005).

Uma linha de transformação de RSU em CDR consiste numa sequência de operações organizadas em série com o objetivo de separar componentes indesejados e condicionar a matéria combustível de maneira a obter combustível com as características desejadas, conforme apresentado na Figura 2.7, abaixo.

Os principais processos utilizados na transformação de lixo em CDR têm como objetivo:

- Separação mecânica e seleção de fluxos;
- Redução de tamanho das partículas;
- Secagem, homogeneização e densificação;
- Embalagem e armazenamento.

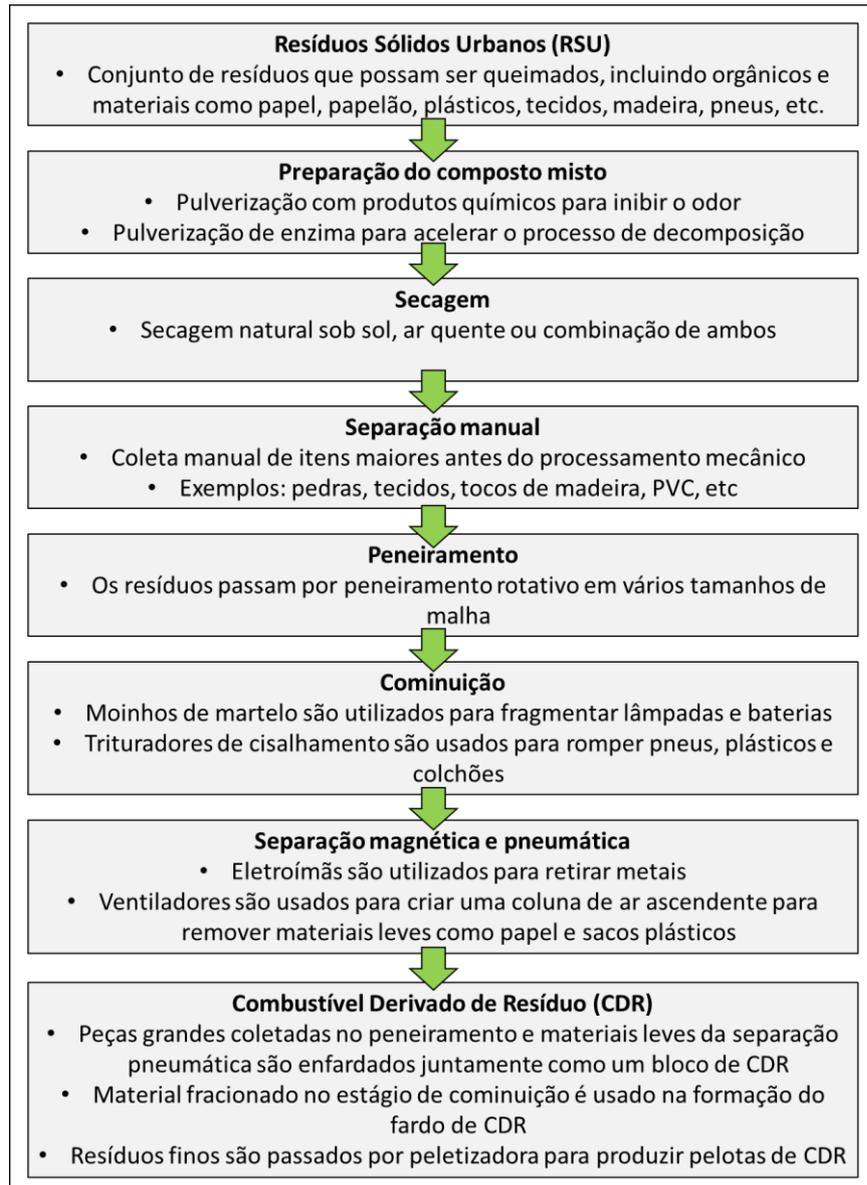


Figura 2.7 - Procedimento de conversão de resíduos sólidos urbanos em combustível de rejeito

Fonte: Adaptado de Yang *et al.* (2021)

Após a coleta de resíduos, é realizado um pré-tratamento da compostagem mista com pulverização de produtos químicos e enzimas. Em seguida, a compostagem mista é seca ao sol quente. O item a granel é separado manualmente seguido pela triagem da mistura de acordo com o tamanho da malha desejada. Depois que a mistura foi separada, sofrem uma redução adicional de tamanho mecanicamente, seguida por separação magnética e pneumática para remover metais e materiais leves. Finalmente, o combustível derivado de RSU é produzido na forma de blocos, estopas ou pelotas.

Vários esforços têm sido aplicados na pesquisa de tecnologias inovadoras e na utilização das tecnologias existentes para se obter uma melhor qualidade de combustível derivado de resíduos

e maior margem de lucro na sua utilização. Em vários países, com limitações de recursos para geração de outras fontes de energia renovável, como por exemplo no Reino Unido, a produção de derivados de lixo é tida como uma fonte de combustível revolucionária para a matriz energética (YANG *et al.*, 2021).

2.5.1 Viabilidade da produção de CDR

O Governo Federal, através do Ministério de Desenvolvimento Regional, criou em 2016 um programa com ferramentas para manejo de resíduos sólidos urbanos (<https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/protegeer>), encerrado em dezembro de 2022. Dentre as ferramentas, consta um roteiro para produção de CDR. Segundo o roteiro, a implementação de um projeto de conversão de resíduos em CDR não é viável em todos os municípios do país, sendo necessário que algumas condições básicas sejam respeitadas:

- Os projetos de produção de CDR devem ser implementados de forma localizada, ou seja, as distâncias entre a fonte dos de resíduos (município ou negócio), a planta de reciclagem e a planta de produção de CDR devem ser as menores possível, assim como a localização do consumidor final do CDR (indústria ou usina). Estes estabelecimentos devem estar contidos dentro de um raio de aproximadamente 150 km, de modo que os custos de transporte entre eles não inviabilizem o negócio;
- O volume de RSU processado deve ser compatível com o valor investido no projeto (usualmente acima de R\$ 50 milhões), de modo a diluir os custos operacionais fixos envolvidos e aumentar a taxa de retorno para o investimento. Dentro das condições de mercado brasileiras, estima-se que os projetos de produção de CDR sejam viáveis para volumes de RSU maiores que 150 mil toneladas por ano, o que limita os projetos a cidades de maior porte.

Os aspectos de viabilidade financeira e operacional, entretanto, não serão analisados em detalhe neste trabalho, cujo foco são os impactos ambientais de cada uma das alternativas de destinação dos resíduos.

Luz *et al.* (2015) analisaram a viabilidade técnico-econômica da gaseificação de RSU para geração de eletricidade em municípios brasileiros, classificados por subgrupos populacionais, e considerando-se três diferentes cenários econômicos, refletidos em diferentes taxas de juros anuais. O VPL obtido foi positivo para os municípios com mais de 60.714 habitantes para o

cenário com juros de 10,6%, 34.203 habitantes para 7,5% de juros e 259.845 para o cenário com 15% de juros anuais. Conclui-se que a viabilidade econômica aumenta com a instalação de unidades maiores, apresentando ganhos de escala positivos, pois quanto maior a capacidade da instalação, menores são os custos específicos e maiores são os benefícios.

2.6 Produção de metanol a partir de CDR

Segundo a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP, 2020), os biocombustíveis são derivados de biomassa renovável que podem substituir, parcial ou totalmente, os combustíveis derivados de petróleo e gás natural em motores a combustão ou em outro sistema de geração de energia. Os dois principais biocombustíveis líquidos usados no Brasil, de acordo com a Agência, são o etanol obtido a partir de cana-de-açúcar e, em escala crescente, o biodiesel, que é produzido a partir de óleos vegetais ou de gorduras animais e adicionado ao diesel de petróleo em proporções variáveis. Conforme explanado no item 1.2, acima, além dos óleos vegetais, o metanol também é um dos insumos essenciais para a produção do biodiesel, representando 30% de sua composição em volume.

Considerando-se que a maior parte do metanol produzido no mundo deriva de matérias-primas de origem fóssil, como carvão mineral e gás natural, e tendo em vista o objetivo do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB) de tornar o diesel brasileiro um combustível mais ecológico, torna-se evidente a necessidade de se buscar rotas ambientalmente sustentáveis de produção do metanol, e conseqüentemente do biodiesel, deixando-o mais próximo do conceito de biocombustível.

Seguindo a mesma diretriz, Salladini *et al.* (2018) considera o produto da conversão de CDR em metanol, como um biocombustível (biometanol), devido ao vínculo de sua produção a uma matéria-prima de fonte renovável. O estudo relata também a vantagem deste processo oferecer uma nova metodologia de descarte não tóxico e de valorização da matéria-prima, transferindo o carbono contido no CDR para um recurso mais valioso, o biometanol.

Neste processo, a matriz de carbono do CDR é parcialmente fixada na molécula de metanol e a parte restante é recuperada na forma de CO₂ puro, o que permite considerar o CDR como uma matéria prima de carbono renovável para a indústria química. Adicionalmente, uma significativa redução na emissão de GEE poderia ser alcançada, comparando o processo CDR

para metanol com o processo convencional de produção de metanol e com a combustão de CDR como método de descarte dos resíduos.

Ainda segundo Salladini *et al.* (2018), atenção especial do ponto de vista ambiental, deve ser dada ao processo de conversão do CDR em biometanol, sendo fundamental a combinação da gaseificação do CDR em alta temperatura (AT) com o processo de condicionamento adequado, para reduzir a emissão de GEE e evitar a formação de substâncias tóxicas, como as dioxinas, que causam severos efeitos prejudiciais à saúde humana. O processo de gaseificação pode levar à formação de gás de síntese (*syngas*) livre de substâncias tóxicas, mas sua conversão em energia, sob a visão de um processo *WtE*, contribuirá com a emissão de GEE. Entretanto, a conversão do gás de síntese em biometanol (processo *WtC*) proporciona uma grande contribuição nas emissões de GEE, sendo ainda um bom exemplo de Economia Circular, visto que o gás de síntese não é queimado, mas sim utilizado na geração de um produto químico. Do ponto de vista econômico, o custo de produção do biometanol permite uma boa margem, levando em consideração o maior preço de venda do biometanol. A figura 2.8, abaixo, mostra os exemplos de aplicações do *syngas* e do metanol e as respectivas rotas e catalisadores de conversão.

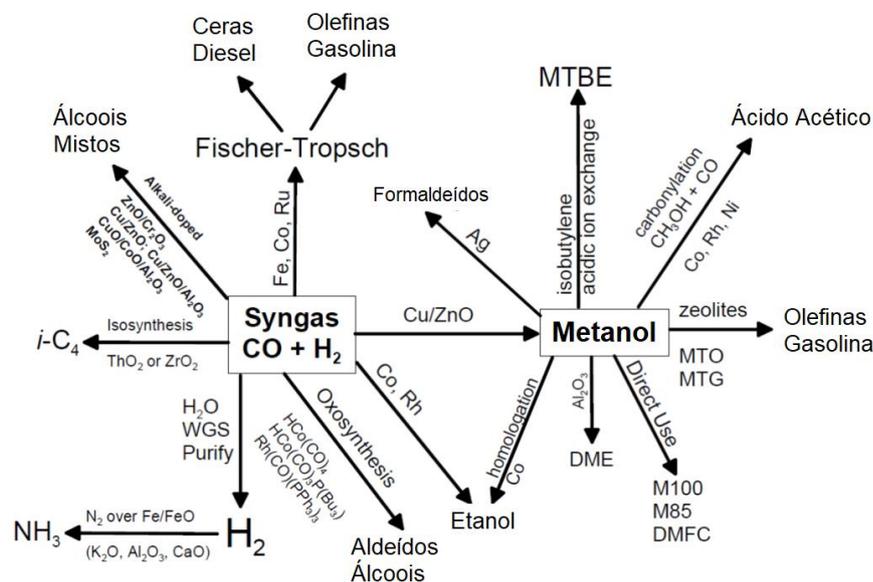


Figura 2.8 - Exemplos de usos de *syngas* e metanol e seus catalisadores de conversão

Fonte: Adaptado de Lücking (2017)

Outro aspecto que deve ser considerado a favor da utilização do CDR na produção de biocombustíveis é o fato deste ser um recurso valioso para competir com a geração de biomassa para fins energéticos, cuja produção está se tornando cada vez mais controversa devido à

“competição com alimentos” e aos impactos ambientais decorrentes do uso intensivo da terra na agricultura (LAPOLA, 2010).

Errera *et al.* (2023) faz projeções de oferta de bioenergia primária para 2050, evidenciando seu papel na matriz energética global e sua interação com a bioenergia para alimentação. Segundo os autores, são necessárias melhorias significativas no uso da terra, nas tecnologias empregadas para produção e conversão energética e no comportamento alimentar para manutenção ou aumento da participação da bioenergia na matriz energética mundial, hoje estimada em 9,8%. Em um exercício hipotético, os autores avaliaram um cenário otimista onde a adaptação total às questões energéticas, climáticas e nutricionais atuais poderia proporcionar uma produção de bioenergia primária nove vezes maior que a atual, superando toda a projeção global de energia primária demandada em 2050.

Na mesma linha, os RSUs são considerados como um dos materiais residuais com maior potencial de utilização como fonte para a produção de biocombustíveis, segundo a Diretiva de Energias Renováveis UE (RED) - 2009/28/EC, publicada em 2009, que definia os níveis de utilização de energia renovável na União Europeia (UE) de 2009 a 2020, estabelecendo que 20% de toda a energia consumida fosse de fontes renováveis e que todos os Estados-Membros deveriam utilizar pelo menos de 10% de biocombustíveis para transporte até o ano de 2020.

2.6.1. Gaseificação

No processo de conversão do CDR em energia ou em produtos químicos, a primeira etapa envolve sua transformação em um gás combustível, ou gás de síntese (*syngas*), rico em óxidos de carbono e hidrogênio através do processo de gaseificação, que consiste na conversão termoquímica de combustível sólido por reação com uma quantidade controlada de agente oxidante.

Segundo Basu (2006 - Cap. 3), a gaseificação é uma tecnologia relativamente antiga, tendo sido inventada em 1792 e extensivamente utilizada para produção de gás para as cidades no século 19. Em 1846, o Dr. Abraham Gesner, inventou no Canadá um processo de extração de óleo de iluminação a partir de combustíveis sólidos por pirólise. Ele denominou esse óleo de querosene (da palavra grega para cera e óleo). Em 1849, ele desenvolveu um processo para extrair querosene do petróleo, que havia sido recém-descoberto nos Estados Unidos e no Canadá.

A gaseificação é geralmente realizada pela reação de combustíveis como carvão, biomassa, coque de petróleo ou óleo pesado, com uma quantidade restrita de oxigênio, e muitas vezes em combinação com vapor. O calor emanado da reação exotérmica do oxigênio com o combustível serve para manter o gaseificador em temperatura elevada e propiciar reações endotérmicas que ocorrem dentro dele. O vapor também pode ser o único meio de gaseificação se uma fonte externa puder fornecer o calor necessário para as reações endotérmicas.

Ainda de acordo com Basu (2006 – Cap. 3), a gaseificação do combustível oferece algumas vantagens importantes sobre sua combustão direta. Por exemplo, para uma dada vazão de combustível processado, o volume de gás obtido da gaseificação é muito menor em comparação com o obtido a partir de um sistema de combustão. O volume reduzido de gás requer equipamentos menores e, portanto, resulta em custos gerais mais baixos.

Dependendo do meio de gaseificação, os gaseificadores podem ser classificados em dois grupos:

- 1 - Gaseificador a ar, onde o ar é o meio de gaseificação;
- 2 - Gaseificador a oxigênio, onde o oxigênio puro é o meio de gaseificação.

A gaseificação com ar produz o gás de síntese com baixo poder calorífico (5.000 a 6.000 kJ/kg) e contendo cerca de 50% de nitrogênio, podendo alimentar motores e fornos. Já o processo com oxigênio é livre de diluentes como nitrogênio, resultando em um gás com maior poder calorífico (15.000 kJ/kg).

Dependendo de como o gás e o combustível entram em contato, os gaseificadores podem também ser classificados em vários tipos. Segundo Basu (2006 - Cap. 3), os gaseificadores de leito fixo ou móvel são muito utilizados para gaseificação de biomassa, dominando este mercado. Neste modelo de equipamento, o meio de gaseificação flui sob pressão, sendo forçado a entrar em contato com um leito fixo de partículas de combustível sólido. Dependendo da direção do fluxo do meio de gaseificação através do leito, este tipo de gaseificador pode ser classificado como:

1. *Updraft* (fluxo ascendente do ar/oxigênio sob o combustível - Figura 2.9);
2. *Downdraft* (fluxo descendente de ar/oxigênio sobre o combustível);

3. *Sidedraft* (o combustível é alimentado pela parte superior e o ar/oxigênio flui lateralmente através dele).

A Figura 2.9 mostra o esquema de um gaseificador de leito fixo do tipo *updraft*. Nesta configuração, o carvão é desvolatilizado em uma zona separada e apenas o carbono puro é gaseificado. A única reação na zona inferior é a combustão de carbono para produzir dióxido de carbono e calor, necessário para a reação de gaseificação endotérmica, que ocorre acima. Nesta zona, o carbono queima até as cinzas, que são drenadas, conforme mostrado na parte inferior da Figura. Os gases de combustão e vapor sobem para a próxima zona, que fornece carbono para a zona de combustão inferior. Todas as reações a taxas controladas vapor-carbono e hidrogênio-carbono ocorrem nesta zona.

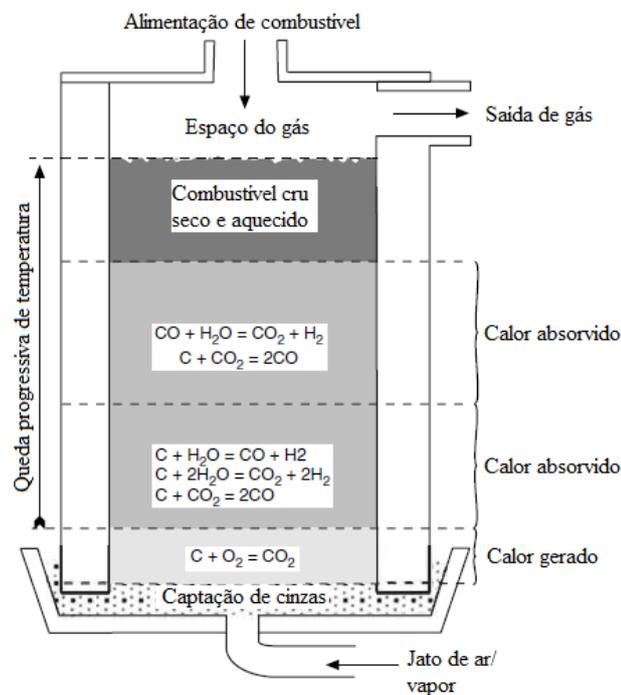


Figura 2.9 – Gaseificador a leito fixo tipo *Updraft*

Fonte: Adaptado de Basu, 2006 – Cap. 3

O processo de gaseificação da biomassa consiste tipicamente em quatro etapas principais, que ocorrem nas faixas de temperatura indicadas abaixo (LÜCKING, 2017 e BASU, 2006):

1. Secagem (>150 °C);
2. Pirólise (150 - 700 °C);
3. Oxidação, ou Combustão (700 - 1.500 °C);
4. Redução (800 - 1.100 °C).

Os processos de Secagem (1), Pirólise (2) e Redução (4) absorvem o calor fornecido pelo processo de Combustão exotérmica (3).

Secagem: No processo de secagem, a água presente no combustível úmido é evaporada para produzir combustível seco, pois quanto maior o teor de umidade, maior será a necessidade de calor no processo de gaseificação.

Pirólise: A pirólise, também chamada de gaseificação parcial ou desvolatilização, consiste na decomposição termoquímica do combustível seco em temperaturas entre 150 °C e 700 °C. Uma série de processos físicos e químicos complexos ocorrem durante a reação de pirólise e começam lentamente abaixo de 350 °C, acelerando para uma taxa quase instantânea acima de 700 °C. A composição dos produtos evoluídos é função da temperatura, pressão e composição do gás durante a desvolatilização. O processo de pirólise é iniciado por volta de 230 °C, quando os componentes termicamente instáveis são decompostos e evaporam com outros componentes voláteis. Este processo pode ser representado pela seguinte reação geral:



O produto líquido vaporizado contém alcatrão e hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH). Se o produto da pirólise for direcionado a uma zona de alta temperatura (1.100 °C a 1.200 °C), uma grande fração do alcatrão se decompõe em hidrocarbonetos menores. O poder calorífico do gás produzido na pirólise é baixo (3,5 a 9 MJ/m³).

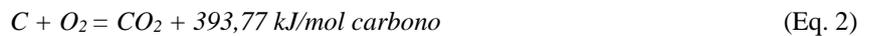
A pirólise geralmente produz os três produtos a seguir:

1. Gases leves como H₂, CO, CO₂ e CH₄ e H₂O;
2. Alcatrão, um líquido preto, viscoso e corrosivo composto por moléculas orgânicas e inorgânicas pesadas;
3. Carbono fixo (*char*), um resíduo sólido contendo principalmente carbono.

A composição do produto da pirólise depende de vários fatores, incluindo a temperatura e taxa de aquecimento. O teor de alcatrão e gás do produto da pirólise aumenta com a temperatura até a faixa entre 900 °C e 1.000 °C.

Oxidação (ou Combustão): A oxidação, ou combustão, do CDR é uma das reações químicas mais importantes que ocorrem dentro de um gaseificador, fornecendo praticamente toda a energia térmica necessária para as reações endotérmicas.

O combustível para a oxidação pode ser proveniente da própria gaseificação, consistindo em carvão ou hidrogênio da biomassa convertida, que reagem com o oxigênio fornecido ao gaseificador, resultando na formação principalmente de CO₂, CO e H₂O. Estes produtos posteriormente sofrem redução ao entrar em contato com o carbono fixo produzido a partir da pirólise.



A outra reação de combustão é a oxidação do hidrogênio no combustível para produzir vapor d'água.



É importante observar que a utilização de ar no processo de oxidação acarreta a presença de nitrogênio no gás final.

Redução: A etapa de redução do processo de gaseificação envolve uma série de reações endotérmicas suportadas pelo calor gerado na reação de combustão descrita acima, e que irão determinar a composição final do gás de síntese. Para a maioria das destinações do *syngas*, é desejável a maior concentração de H₂ e CO em sua composição final (BASU, 2006).

A temperatura do processo influencia diretamente na composição do produto. Uma temperatura mais alta aumenta a conversão de carbono e reduz a formação de alcatrão, ao passo que uma temperatura mais baixa aumenta o conteúdo de energia do *syngas* e reduz o risco de sinterização de cinzas no processo, conforme mostrado na Figura 2.10, abaixo. Os processos atuais de gaseificação são projetados para temperaturas entre 800 °C e 1.100 °C, porém temperaturas entre 500 °C e 1600 °C são possíveis com a utilização do oxigênio, ao invés de ar, na etapa de oxidação (MOLINO *et al.*, 2016).

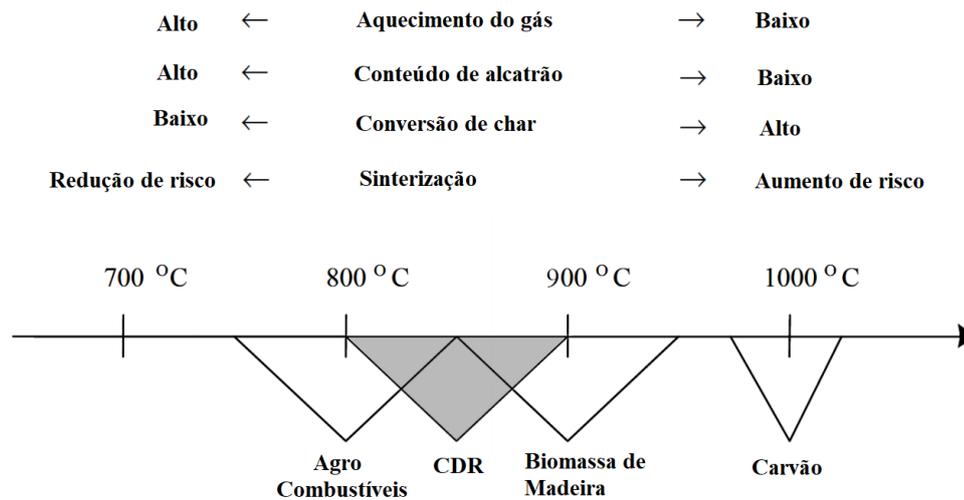


Figura 2.10 - Efeito da temperatura de redução no produto para diferentes combustíveis

Fonte: Adaptado de Devi (2003)

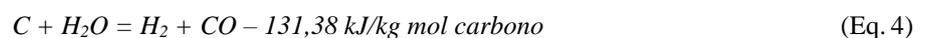
As reações de redução produzem gases combustíveis como hidrogênio, monóxido de carbono e metano, através de uma série de reações, dentre as quais as principais são as seguintes:

1. Reforma água-gás;
2. Reação de Boudouard;
3. Reação de deslocamento água-gás, ou reação "Shift";
4. Metanação.

Seguem abaixo breves descrições destas reações.

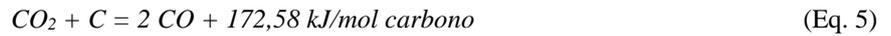
Reforma água-gás

A reação água-gás consiste na oxidação parcial do carbono pelo vapor, que pode derivar de uma série de diferentes fontes, como vapor de água associado ao ar de entrada, vapor produzido a partir da evaporação da água e pirólise do combustível sólido. O vapor reage com o carvão quente de acordo com a reação heterogênea água-gás:



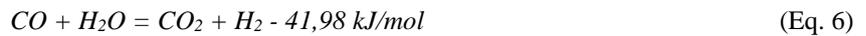
Reação de *Boudouard*

O dióxido de carbono presente no gaseificador reage com o carbono fixo para produzir CO de acordo com a seguinte reação endotérmica, que é conhecida como a reação de Boudouard:



Reação de deslocamento água-gás (Reação "*Shift*")

O poder calorífico do hidrogênio é maior que o do monóxido de carbono. Portanto, a redução de vapor por monóxido de carbono para produzir hidrogênio é uma reação altamente desejável. Essa reação endotérmica, conhecida como deslocamento água-gás, resulta em um aumento na razão de hidrogênio sobre monóxido de carbono no gás, e é empregada na fabricação de gás de síntese.



Metanação

O metano também pode se formar no gaseificador através da seguinte reação geral:



Esta reação pode ser acelerada por catalisadores à base de níquel a 1.100°C em 6 a 8 bar. A geração de metano é preferida especialmente quando os produtos de gaseificação devem ser usados como matéria-prima para outro processo químico. Também é utilizado em aplicações para plantas de geração por ciclo combinado devido ao alto poder calorífico do metano.

Composição do gás de síntese gerado

A composição do gás obtido de um gaseificador depende de vários parâmetros como:

1. Composição do combustível;
2. Meio de gaseificação;

3. Pressão de operação;
4. Temperatura;
5. Teor de umidade dos combustíveis;
6. Modo de contato dos reagentes dentro do gaseificador, etc.

A composição exata do gás de um gaseificador é de difícil previsibilidade. Considerações sobre o equilíbrio químico dos componentes do gás muitas vezes fornecem uma visão útil para a compreensão do desempenho de um gaseificador por meio de pesquisas experimentais. No entanto, observa-se que os produtos do gaseificador variam de seus valores de equilíbrio. De qualquer forma, o equilíbrio químico provê bons valores iniciais. O equilíbrio químico requer que a cada temperatura, haja uma constante de equilíbrio para cada reação. Dado tempo suficiente, a concentração desses gases atingirá seu equilíbrio de concentrações (BASU, 2006).

Impurezas e limpeza do gás de síntese

Além do alcatrão e nitrogênio mencionados nos itens anteriores, outras impurezas estão presentes no gás produzido pelo gaseificador. Estas impurezas incluem cinzas, partículas de carbono não reduzido, bem como materiais inertes do combustível e subprodutos gasosos indesejados da reação. Os subprodutos podem ser NH_3 e gases ácidos inorgânicos, como H_2S e HCl . Como essas impurezas podem afetar os processos subsequentes, elas geralmente devem ser removidas. Existem diferentes tecnologias para a limpeza de *syngas*; a temperaturas altas são utilizados os processos "secos", em oposição a processos "úmidos" em temperaturas mais baixas (LÜCKING, 2017).

A remoção de particulados é realizada através de várias técnicas baseadas na separação inercial, filtragem de barreira e/ou interação eletrostática para temperaturas de gás altas e lavagem úmida para temperaturas mais baixas. A remoção de alcatrão é geralmente combinada com a remoção de partículas em baixas temperaturas devido à sua condensação. As altas temperaturas não só permitem a remoção física, mas também térmica ou craqueamento catalítico dos alcatrões. Os outros compostos podem ser removidos por absorção ou adsorção (WOOLCOCK, 2013).

2.6.2 Síntese de Metanol com Syngas

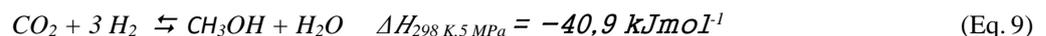
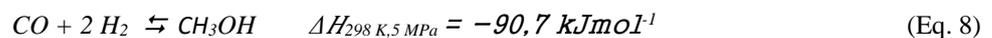
Os processos de produção de metanol são classificados de acordo com a pressão utilizada no reator de síntese (VASWANI, 2000), sendo:

- Processo de alta pressão: 25-30 Mpa;
- Processo de média pressão: 10-25 Mpa;
- Processo de baixa pressão: 5-10 Mpa.

De acordo com o autor, as principais vantagens do processo de baixa pressão são o menor investimento, com menores custos de produção, maior confiabilidade operacional e maior flexibilidade na escolha do tamanho da planta.

Segundo Lücking (2017), a tecnologia predominante para a produção de metanol é a reação catalítica de baixa pressão do gás de síntese. Acrescentando que a baixa pressão permite condições de operação que favorecem a conversão de metanol e quase inibem completamente a produção de subprodutos, levando a uma alta seletividade (> 99%) (NREL, 2003). O catalisador mais comumente utilizado na produção de metanol de baixa pressão é um catalisador de óxido de cobre-zinco com óxido de alumínio ou óxido de cromo (Cu – ZnO – Al₂O₃/Cu – ZnO – Cr₂O₃).

As rotas mais relevantes para a produção de metanol são as reações do dióxido de carbono e monóxido de carbono com hidrogênio, tendo a água como um produto secundário. As equações abaixo mostram a estequiometria das reações e sua entalpia.



Como essas reações são exotérmicas e levam a uma diminuição da quantidade de moléculas presentes, a produtividade pode ser elevada aumentando-se a pressão e reduzindo-se a temperatura, segundo o Princípio de Le Chatelier. O número estequiométrico (NE) para os compostos de alimentação é derivado das estequiometrias das reações acima. Para a síntese de

metanol o valor ideal de NE é ligeiramente acima de dois, indicando excesso de hidrogênio.

$$NE = \frac{[H_2] - [CO_2]}{[CO] + [CO_2]} \quad (\text{Eq. 10})$$

Sequencialmente às duas reações de produção de metanol, ocorre a reação de deslocamento água-gás (“*Shift*”).



Na literatura, as opiniões divergem sobre a síntese do metanol derivar da hidrogenação de CO ou de CO₂, assim como o cálculo das respectivas taxas de reação. De acordo com Vaswani (2000), a razão entre as concentrações de H₂ e o CO no *syngas* depende da origem, sendo:

- Carvão betuminoso (Texaco): $H_2/CO = 2,25$
- Resíduos Sólidos Urbanos (RSU): $H_2/CO = 0,78$
- Carvão: $H_2/CO = 0,51$

2.7 Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de gestão ambiental amplamente utilizada, abrangendo todas as etapas que compõem o ciclo de vida do produto, incluindo a extração ou produção de matérias primas, sua produção, distribuição e uso, sua destinação final, entre outras.

A metodologia de execução da ACV inclui a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV). O ICV tem a capacidade de estimar as cargas ambientais envolvidas em um sistema de gerenciamento de resíduos. Essa etapa envolve a construção de um balanço de massa e energia a partir de entradas (resíduos, energia, outros materiais), e da identificação de saídas, com resultados expressos em: consumo de energia, emissões atmosféricas e líquidas, rejeito, material recuperado, composto e energia recuperada (MCDUGALL, 2005).

Para a AICV, serão utilizados os resultados do ICV e será realizada a classificação,

caracterização e ponderação dos dados. Nesta etapa, os resultados do inventário serão associados a uma categoria de impacto como, por exemplo, mudanças climáticas. Na caracterização, colocam-se em uma mesma base diferentes parâmetros que contribuem para a mesma categoria. Por exemplo, todas as substâncias que contribuem para as mudanças climáticas são somadas, expressas como equivalente de CO₂, cuja grandeza é calculada a partir do potencial de aquecimento global de cada substância (MOURAD *et al.*, 2002).

Segundo a norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2014), a técnica de Análise de Ciclo de Vida pode ser utilizada para:

- Identificar oportunidades de melhoria dos aspectos ambientais dos produtos em vários pontos do seu ciclo de vida;
- Auxiliar a tomada de decisões na indústria, em organizações governamentais e não-governamentais, como no planejamento estratégico da organização, na definição de prioridades no cenário atual ou frente a novos cenários, ou no projeto ou reprojeção de produtos e processos quando se levar em consideração a variável ambiental;
- Promover o marketing da atividade ou do produto a ser analisado pela técnica, como em declarações ambientais ou em rotulagens ambientais.

E como toda técnica, a ACV também possui alguns pontos críticos quanto ao seu emprego (Camargo, 2007):

- A subjetividade existente na natureza das escolhas e suposições feitas na ACV, como no estabelecimento das fronteiras do estudo previamente definidas, na seleção das fontes de dados e nas categorias de impacto a serem analisadas;
- Os modelos utilizados na análise de inventário ou na avaliação de impactos ambientais são limitados por suposições e hipóteses previamente admitidas;
- Os resultados dos estudos de ACV podem não ser apropriados para aplicações locais caso sejam formulados para cenários globais ou regionais;
- A acessibilidade, disponibilidade, qualidade e quantidade dos dados podem ser fatores de influência na exatidão dos estudos de ACV, como falhas, agregação e especificidades locais.

Além das destes pontos, existe a questão referente à coleta de dados propriamente dita, pois

trata-se de uma etapa que requer a manipulação de uma grande quantidade de dados, além de exigir tempo e recursos financeiros consideráveis para sua execução.

Ainda de acordo com a norma, a Avaliação do Ciclo de Vida compreende basicamente quatro fases distintas, conforme a estruturação apresentada na Figura 2.11.

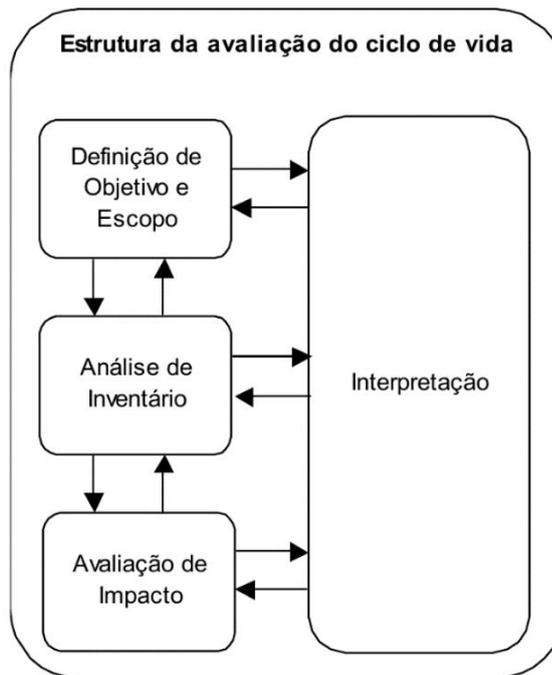


Figura 2.11 – Fases da Avaliação de Ciclo de vida

Fonte: NBR ISO 14040 (ABNT, 2014)

Fase 1 - Definição de Objetivo e Escopo do Estudo:

- Definição de Objetivo:

É nesta fase da metodologia que algumas decisões devem ser previamente tomadas, como o objetivo do estudo, isto é, declarar as razões pertinentes para a condução do estudo, o público-alvo e as aplicações pretendidas.

- Escopo do Estudo:

Nesta fase devem ser considerados e descritos claramente os itens a seguir (CAMARGO, 2007):

- O sistema de produto a ser estudado, isto é, conjunto de unidades de processo, conectadas material e energeticamente, que realiza uma ou mais funções definidas;

- A função do sistema de produto (ou funções, caso seja um estudo comparativo);
- A unidade funcional, isto é, o desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como uma unidade de referência;
- As fronteiras do sistema de produto;
- Os procedimentos de alocação, ou seja, procedimentos para a repartição das correntes de entrada ou de saída de uma unidade de processo no sistema de produto em estudo;
- Os tipos de impactos e subsequentes metodologias de avaliação e interpretação dos mesmos;
- Os requisitos de dados;
- As suposições e as limitações referentes ao estudo em questão;
- Requisitos da qualidade dos dados iniciais;
- Tipo de análise crítica a ser conduzida, se necessário;
- Tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

Fase 2 - Análise de Inventário:

Nesta fase executa-se a coleta de dados e os procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas pertinentes ao sistema de produto considerado. Na medida em que os dados são coletados, podem ser identificados novos requisitos ou limitações do estudo em questão, caracterizando a iteratividade do processo de construção do Banco de Dados de uma ACV.

Fase 3 - Avaliação de Impacto:

A Avaliação de Impacto é dirigida à avaliação da significância de impactos ambientais potenciais, usando os resultados da fase anterior. Envolve a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos (classificação), além de modelar estes dados dentro das categorias de impacto (caracterização).

Fase 4 - Interpretação, Relatório e Análise Crítica:

Fase da ACV onde as conclusões e recomendações da análise do estudo são realizadas. Possui um caráter iterativo da análise crítica do escopo da ACV e da natureza e da qualidade dos dados

coletados.

O relatório gerado em um estudo de ACV deve conter os resultados, dados, métodos, suposições e limitações enfrentadas ao longo do trabalho realizado, permitindo que o leitor compreenda as complexidades referentes ao estudo em questão.

A análise crítica é um processo que permite assegurar que os métodos usados na condução do estudo de ACV são consistentes à norma e possuem validação técnica e científica. Além disso, a análise crítica assegura que os dados utilizados e as subsequentes interpretações sejam condizentes com o objetivo do estudo.

2.7.1 Estado da Arte da ACV

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta dinâmica de gestão ambiental que possibilita o desenvolvimento de novos usos e aplicações da sua metodologia em diversas áreas do conhecimento. O principal aspecto observado nos diversos trabalhos relacionados à ACV refere-se ao chamado *Life Cycle Thinking*, ou seja, o pensamento sistêmico do ciclo de vida que proporciona uma visão geral das diversas atividades relacionadas ao produto ou serviço estudado.

Analisando o mundo contemporâneo, percebe-se uma elevada preocupação nos impactos gerados pelas atividades humanas em geral, sob o ponto de vista ambiental, social e econômico. A metodologia da ACV, neste caso, vem colaborando na tentativa de auxiliar o levantamento de índices de ecoeficiência baseados nestes três fatores, ou pilares: além ser efetivamente utilizada no levantamento de índice ambiental, a ACV também contribui na coorientação dos demais índices através do seu pensamento holístico, ou seja, o *Life Cycle Thinking*.

Segundo Petit-Boix *et al.* (2017), um método quantitativo, como *Life Cycle Thinking*, é essencial para avaliar questões envolvidas na sustentabilidade urbana, como edificações, energia, alimentação, áreas verdes e paisagísticas, mobilidade, planejamento urbano, água e resíduos, através de diferentes estratégias. Em seu trabalho, são identificadas as principais estratégias de sustentabilidade associadas a cada questão urbana, através de uma compilação de 151 artigos que incluem a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) nos aspectos ambiental de custo do ciclo de vida, social e de sustentabilidade. Em termos de métodos, 79% dos estudos aplicaram exclusivamente ferramentas de ciclo de vida (ACV e suas variantes de custo, social

etc.). A dimensão ambiental foi o foco de 84% destes artigos e indicadores ambientais únicos (por exemplo, aquecimento global) foram comuns em 20% das análises, destacando a necessidade de integrar mais categorias de impacto para enriquecer as avaliações.

Das quatro fases da metodologia da NBR ISO 14040 (ABNT, 2014), ou seja. I. Objetivo e Escopo, II. Análise de Inventário, III. Avaliação de Impactos, IV. Interpretação), a fase II (Análise de Inventário) não apresenta grandes avanços na coleta e tratamento dos dados por se tratar de uma etapa praticamente consolidada, isto é, os dados são coletados na unidade de processo ou estimados segundo algumas metodologias já consagradas. Entretanto, a fase III (Avaliação de Impactos) possui um grande desenvolvimento no que se refere aos métodos de avaliação e correlação de aspectos a impactos ambientais.

Na busca do desenvolvimento de novos indicadores de impactos ambientais, discute-se a necessidade de observar as características regionais de cada área e interpretar como estas se interagem no contexto global. No caso do Brasil, por exemplo, a subdivisão do território nacional em cinco macrorregiões (norte, nordeste, sudeste, sul e centro-oeste) ou em biomas (cerrado, pantanal, caatinga, etc.) pode ser considerada como um ponto de partida para o levantamento de fatores nacionais distintos a cada área, atrelados entre si e a outros fatores sociais de cada localidade (SOUZA; SOARES; SOUSA, 2007). Ainda neste contexto, a proposta de adequação das categorias de impacto da NBR ISO 14040, redigida no ano de 2001 e revisada em 2014, orientou diversos trabalhos relativos às etapas de classificação e caracterização na fase de avaliação de impactos (PEGORARO, 2007).

No que se diz respeito aos métodos de avaliação de impactos, existem atualmente três principais grupos: os europeus, os norte-americanos e os japoneses.

Os métodos de avaliação impactos europeus são os mais avançados, contendo métodos específicos para os países que compõem o continente europeu, além de métodos que configuram a Europa como um todo, agregando dados populacionais e valores de caracterização e normalização específicos para suas condições ambientais.

Alguns métodos europeus são o dinamarquês EDIP97 e EDIP2003 (*Environmental Design of Industrial Products*), o suíço IMPACT 2002+, o holandês CML (*Centrum voor Milieukunde/Center for Environmental Science*), EI-95 e EI-99 (Eco-Indicator 95 e 99) e o

sueco EPS (*Environmental Priority Strategies*). Como norte-americanos temos o TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other environmental Impacts*) e como canadense o LUCAS. No contexto japonês encontramos o LIME (*Life Cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling*) e o método JEPIX (SOUZA; SOARES; SOUSA, 2007).

Existem alguns métodos referentes à etapa de normalização da fase III (Avaliação de Impactos). Os métodos de normalização interna (ou caso-específico), que utilizam os dados provenientes diretamente do problema em questão; métodos de normalização externa (ou genérica), onde os indicadores de cada categoria são divididos por uma estimativa do total de impactos da categoria para um sistema ou região escolhidos durante um dado período de tempo; e os métodos de distância ao alvo (*Distance-to-Target*), cujo valor de referência é uma meta de emissão a ser alcançada, derivada geralmente de uma legislação (SOUSA; SOARES; SOUZA, 2007).

Khandelwal *et al.* (2019) analisaram 153 estudos de ACV publicados desde 2013 em todo o mundo. Os autores analisaram a evolução temporal, distribuição geográfica, e metodologia aplicada nos estudos de ACV, assim como a metodologia utilizada com relação à unidade funcional, modelo de ACV, método de AICV, alternativas de gerenciamento do RSU, conclusões das ACVs selecionadas, composição do RSU, lacunas na aplicação dos estudos, etc. A análise revelou que a maioria dos estudos têm a sua cobertura limitada principalmente à Europa e à Ásia. Verificou-se também que, do total de países do mundo, 178 países não publicaram nenhum estudo sobre a ACV de RSU no período.

Allesch e Brunner (2014) ponderam que os métodos de avaliação são ferramentas comuns para apoiar as decisões relativas à gestão de resíduos. Em seu trabalho, com o objetivo de fornecer orientação para a seleção de métodos de avaliação apropriados, avaliaram 151 estudos tendo em vista seus objetivos, metodologias, sistemas investigados e resultados relativos a questões econômicas, ambientais e sociais. Aproximadamente 40% dos artigos revisados são baseados em ACV e mais de 50% aplica a análise de cenários para identificar as melhores opções de gestão de resíduos, sendo que a maioria dos estudos se concentra em RSU. Aspectos econômicos são considerados em aproximadamente 50% dos estudos e apenas um pequeno número avalia aspectos sociais. Com base nos resultados da revisão, os autores recomendam as seguintes considerações ao se avaliar sistemas de gerenciamento de resíduos: (i) uma abordagem de balanço de massa com base em uma análise rígida de entrada-saída de todo o sistema, (ii) uma avaliação orientada a metas dos resultados do balanço de massa, que leva em

consideração os objetivos pretendidos de gerenciamento de resíduos; e (iii) uma apresentação transparente e reprodutível da metodologia, dados e resultados.

Dos diversos bancos de dados orientados ao uso da metodologia da ACV, destaca-se o suíço Ecoinvent. O projeto Ecoinvent 2000, oficialmente lançado no final do ano de 2000 e finalizado no ano de 2003, foi uma tentativa de sucesso na construção, organização e comercialização de um banco de dados de ACV. Originalmente voltado para o mercado suíço e posteriormente para o mercado europeu, envolveu diversos setores federais daquele país com o intuito de efetivamente possibilitar a harmonização e a atualização dos inventários de ciclo de vida para serem utilizados nos estudos de ACV (FRISCHKNECHT *et al.*, 2005).

A meta principal do projeto Ecoinvent baseou-se na elaboração de um conjunto básico de inventários de qualidade, uniformes e consistentes, nas diversas áreas das atividades humanas, válidos para as condições suíças e europeias, tais como sistemas de energia, materiais de construção, metais, embalagens, produtos químicos, insumos agrícolas, sistemas de transporte, tratamento e disposição de resíduos.

Conforme mencionado anteriormente, as fronteiras geográficas do projeto Ecoinvent levaram em consideração as condições da Suíça, em um primeiro plano, e posteriormente as condições europeias, pois a economia daquele país é intimamente entrelaçada com os demais países do bloco europeu. Entretanto algumas fronteiras ultrapassam os limites pré-estabelecidos, como observado na extração de recursos minerais e energéticos oriundos de fora da Europa. Entretanto, seguindo a própria filosofia da ACV, as fronteiras geográficas do projeto Ecoinvent compreendem o mundo inteiro, isto é, nenhuma região, a princípio, foi excluída.

Quanto às fronteiras tecnológicas e temporais, utilizaram-se as tecnologias disponíveis no ano de 2000 no cenário europeu, porém com constantes modificações quando alguma mudança realmente modificar o cenário pré-estabelecido.

De uma forma geral, as experiências adquiridas através do projeto Ecoinvent comprovam que é possível implementar um banco de dados de ACV no Brasil a partir de um conjunto de iniciativas públicas e privadas. A metodologia do projeto Ecoinvent foi adotada como exemplo para a construção do banco de dados brasileiro de ciclo de vida (UGAYA *et al.*, 2007).

Através da iniciativa adotada pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV) e o Instituto Ekos Brasil, no final do ano de 2004, em parceria com o Instituto Brasileiro de Informação em

Ciência e Tecnologia (IBICT) e com o instituto suíço EMPA, ficaram definidas algumas diretrizes básicas para dar início ao projeto de construção do banco de dados brasileiro de ciclo de vida, promovendo a cooperação internacional na transferência de tecnologia e conhecimento através de atividades coordenadas pela SECO (*Swiss State Secretariat of Economic Affairs*).

Quando da aplicação da metodologia no cenário brasileiro, algumas diretrizes originais do projeto Ecoinvent deverão ser modificadas a fim de nacionalizar efetivamente o modelo suíço. Por exemplo (UGAYA *et al.*, 2007):

- Fronteiras temporais: os inventários deverão possuir ano de referência mais próximo possível no ano de início do banco de dados;
- Escopo geográfico: descrição dos processos utilizados efetivamente no país, destacando aqueles provenientes de fora do território brasileiro;
- Situações de mercado: em alguns produtos específicos, como por exemplo o alumínio e o ferro, as hipóteses adotadas no cenário suíço/europeu são distintas daquelas adotadas pelo cenário brasileiro devido principalmente à regionalização da produção destes materiais no território nacional;
- Sistema de transporte: análise das distâncias e da malha logística dos meios de transporte (atualmente desconhecidas), além da adaptação qualitativa e quantitativa dos combustíveis utilizados no Brasil, como o etanol e o diesel combustível, por exemplo.

Com o intuito de se ponderar também a capacidade de geração de energia de um sistema em relação aos seus impactos ambientais a Análise Energética do Ciclo de Vida (AECV) é utilizada para balanço da energia líquida e cálculo de razão de energia, expressando a eficiência geral, renovabilidade e sustentabilidade da produção de biocombustíveis (MAYER *et al.*, 2020). A AECV dos processos deste trabalho foi realizada conforme descrito no item 5.7.

3 METODOLOGIA

Como metodologia para atingir o objetivo deste trabalho, foi definida a utilização da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), através do levantamento dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV) dos fluxos de processo de cada cenário. A análise dos inventários é a segunda fase da análise de ACV. Esta etapa envolve o processo de coleta e cálculo de dados. Os dados primários consistem na produção e composição do RSU, enquanto os secundários consistem em dados sobre necessidades de eletricidade, requisitos de água e fatores de emissão. Os dados obtidos são usados como base na construção do modelo de sistema de cada processo. A modelagem do sistema é realizada através do *software* SimaPro. O cálculo e análise dos ICVs são baseados na unidade funcional e nos limites do sistema definidos nos itens 3.2.3 e 3.2.4, respectivamente.

A metodologia Atribucional foi selecionada, com o objetivo de mapear e computar as emissões diretas, consumo de insumos, produtos e coprodutos de um sistema durante o ciclo de vida dos produtos contidos e descrever os fluxos físicos ambientalmente relevantes associados a eles.

3.1 Dados de entrada

A composição gravimétrica do RSU representa o percentual do peso de cada componente em relação ao peso total dos resíduos coletados em um determinado local. O conhecimento da composição dos resíduos é fundamental para a avaliação de viabilidade das soluções para sua adequada gestão e destinação, conforme diretrizes do PNRS.

Como o estudo visa comparar os impactos de diferentes cenários de destinação dos resíduos, é necessário que a mesma composição gravimétrica dos resíduos seja considerada em todos os cenários, de modo a permitir que as variações entre os impactos observados sejam apenas referentes ao processo de destinação. Deste modo, foi utilizado como referência o levantamento da composição gravimétrica realizado por Leme (2010) para o RSU destinado ao aterro sanitário de Betim-MG, localizado na região metropolitana de Belo Horizonte, conforme detalhado a seguir.

A composição gravimétrica foi determinada por amostragem realizada em abril do ano de 2009, quando o município possuía cerca de 442.000 habitantes e produzia cerca de 200 toneladas de

RSU por dia, conforme levantamento realizado por Leme (2010), no qual observou-se que a fração orgânica era o maior componente, com 53,5%. Os resíduos recicláveis secos somaram 36,1%, sendo compostos principalmente por materiais plásticos (15,6%), papel e papelão (12,0%), vidros (1,5%), metais (2,5%), e embalagens multicamadas (1,2%). Os rejeitos inertes correspondem a 8,4% do total e outros materiais diversos como resíduos têxteis, isopor e pneus somavam 5,9%.

Tabela 3.1 – Composição gravimétrica dos RSU de Betim-MG em 2009

Material	Composição Grav. RSU Betim (%)	Composição Grav. RSU Betim (kg/1 t RSU)
Isopor	0,5%	5,00
Papel	10,3%	103,00
Papelão	1,7%	17,00
Plástico duro	9,2%	92,00
Plástico mole	6,4%	64,00
Tecido	4,4%	44,00
Embalagens longa vida (Tetra Pak)	1,1%	11,00
Pneu	0,9%	9,00
Matéria orgânica	53,5%	535,00
Vidro	1,5%	15,00
Aço	0,5%	5,00
Cobre + fio	0,3%	3,00
Sucata metálica	1,1%	11,00
Alumínio	0,5%	5,00
Rejeitos inertes	8,4%	84,00

Fonte: Adaptado de Leme (2010)

Outra importante informação para a avaliação dos RSU é sua composição elementar aproximada, incluindo a composição física (humidade, cinzas) e química (C, H, O, N, S), que podem ser obtidas a partir das informações da tabela abaixo e de outras referências.

Tabela 3.2 – Informações sobre a composição elementar do lixo

Material	Composição (% em massa)	Umidade (% em massa)	Composição Elementar (Base seca) (% em massa)						Fração C-fóssil
			C	H	O	N	S	Cinzas	
Restos de Alimentos	21%	60%	48,0%	6,4%	37,6%	2,6%	0,4%	5,0%	0%
Papel	9%	10%	43,4%	6,0%	44,0%	0,3%	0,2%	6,0%	1%
Papelão	2%	10%	44,0%	5,9%	44,6%	0,3%	0,2%	5,0%	1%
Plásticos (Misturados)	16%	0%	60,0%	7,2%	22,8%	0,0%	0,0%	10,0%	100%
Poliestireno (Isopor)	0%	0%	87,1%	8,4%	4,0%	0,2%	0,0%	0,3%	100%
Borracha	1%	16%	70,0%	7,0%	0,0%	1,7%	1,3%	20,0%	20%
Tecidos	4%	10%	55,0%	6,6%	31,2%	4,6%	0,2%	2,5%	20%
Vidro	1%	0%	0,5%	0,1%	0,4%	0,1%	0,0%	98,9%	100%
Metais	2%	0%	4,5%	0,6%	4,3%	0,1%	0,0%	90,5%	100%
Rejeitos	8%	10%	3,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	97,0%	100%

Fonte: Adaptado de Leme (2010)

A partir dos dados da tabela 3.2 supracitada, pode-se obter a composição elementar média dos RSU, conforme Tabela 3.3, abaixo.

Tabela 3.3 – Composição elementar aproximada dos RSU em Betim-MG

Composição elementar	C	H	O	N	S	Cinzas
% em massa s/ Umidade	28%	4%	18%	0,8%	0,10%	14%
Base seca c/ cinzas	43%	5%	28%	1,2%	0,20%	22%
Base seca s/ cinzas	54%	7%	34%	2%	0,2%	

Fonte: Adaptado de Leme (2010)

Esses valores podem ser utilizados para o cálculo da quantidade total de cada elemento químico que entra no aterro, no gaseificador e nas plantas de incineração e de produção de CDR, conforme cenários de destinação dos RSU apresentados a seguir.

3.2 Análise ambiental

3.2.1 Definição do Objetivo e Escopo

Através da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida descrita acima, este trabalho tem o objetivo de avaliar a viabilidade, do ponto de vista ambiental, do aproveitamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) para a produção de metanol, com consequente geração de eletricidade. Ou seja, os impactos ambientais associados a um processo de geração de energia (*WtE*) são comparados aos impactos referentes a dois outros procedimentos de destinação dos resíduos, os aterros sanitários e a incineração. Adicionalmente, para permitir a avaliação mais aprofundada do ciclo de produção do metanol a partir de RSU, a rota intermediária de produção do Combustível Derivado de Resíduos (CDR) também será inventariada. Todos os processos terão como produto final a geração de eletricidade.

3.2.2 Definição de Cenários

Deste modo, os Inventários de Ciclo de Vida (ICV) são elaborados considerando-se os seguintes cenários de destinação do RSU:

Cenário 1 - Aterro sanitário com geração de eletricidade em MCIs;

Cenário 2 – Incineração com geração de eletricidade (ciclo *Rankine*);

Cenário 3 - Produção de metanol a partir de CDR com geração de eletricidade em GMGs.

São também avaliadas as emissões geradas pela produção de metanol através de combustível fóssil (gás natural), de modo a possibilitar sua comparação com as emissões geradas pela produção através de RSU e, conseqüentemente, associar as diferenças às eventuais vantagens, do ponto de vista ambiental, para o incremento da contribuição do biodiesel na redução das emissões atmosféricas e da depleção de recursos naturais, dentre outras. Os cenários avaliados estão ilustrados na Figura 3.1, abaixo.

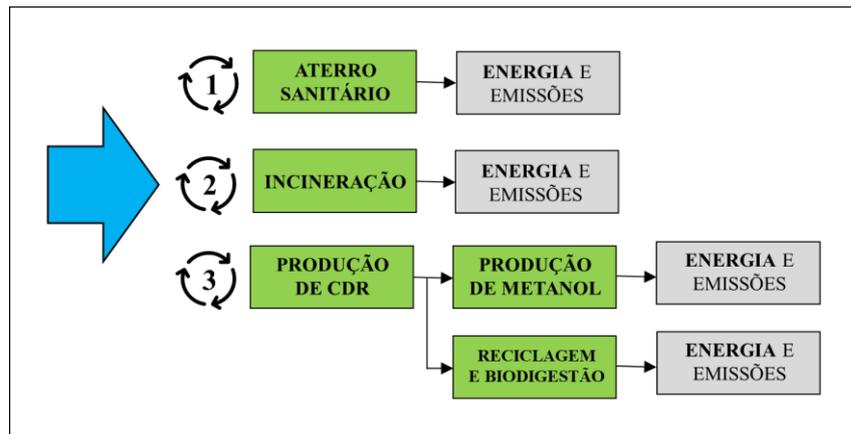


Figura 3.1 - Cenários de destinação do RSU

3.2.3 Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência

A função dos sistemas avaliados consiste em dar a destinação ambientalmente adequada a uma tonelada de RSU, incluindo a geração de energia elétrica como produto final de saída nas fronteiras dos sistemas.

Com a finalidade de permitir a comparação entre os impactos gerados, foi definida uma única unidade funcional e fluxo de referência para todos os cenários estudados, como sendo uma tonelada (1 t) de RSU processado.

3.2.4 Limites do sistema

Os estudos de ACV normalmente se baseiam na avaliação do “berço ao túmulo”, analisando desde a concepção do produto até a sua disposição final, de forma que o escopo, os limites e o nível de detalhamento variam de acordo com o assunto e os objetivos em questão.

Neste trabalho, utilizou-se a abordagem semelhante à definida por Rodrigues (2017) como “do portão ao túmulo”, analisando desde a entrada do resíduo no sistema de tratamento (após o fim da coleta) até sua disposição final. Deste modo, não foram considerados os dados indiretos relacionados à produção de matérias primas, industrialização, distribuição e consumo dos bens que geram o RSU.

Do mesmo modo, não foram consideradas as etapas de fabricação de equipamentos de transporte e manuseio do RSU e das plantas de processamento, pois são considerados bens de longa duração cuja dimensão poderia variar de um local para outro, por exemplo em função do tamanho do município, adicionando variantes intangíveis a esta análise.

Os limites do sistema dos cenários avaliados, contendo as respectivas entradas e saídas de cada processo, são apresentados detalhadamente no Capítulo 4 – Análise dos Inventários de Ciclo de Vida.

4 ANÁLISE DOS INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA

4.1 Premissas

Para todos os Cenários, foi considerado que as distâncias dos pontos de coleta do RSU e de transporte ao aterro sanitário (Cenário 1), à planta de incineração (Cenário 2) e à planta de produção de CDR (Cenário 3) são as mesmas. Deste modo, o consumo de combustível e as emissões atmosféricas referentes ao transporte dos resíduos até os locais é o mesmo para as três alternativas e puderam ser, portanto, eliminados dos inventários. Esta premissa foi adotada com o objetivo de tornar este trabalho o mais generalista possível, ampliando as possibilidades de ser aplicado a outros casos e estudos. Caso haja o interesse de se realizar um estudo similar a este, porém em situações reais específicas de uma determinada cidade ou região, as diferenças de emissões e consumo de combustível entre as destinações dos resíduos devem ser consideradas.

No Cenário 3, para destinação dos resíduos recicláveis às respectivas plantas de reciclagem, foi definida a mesma distância fixa de 100 km da planta de CDR até cada uma das plantas de reciclagem (vidro, alumínio e aço). Considerou-se também que a planta de produção de metanol e os grupos motogeradores se encontram adjacentes à planta de produção de CDR, não sendo computados os impactos referentes a transportes de insumos entre estas instalações.

Os ICVs utilizados como referência para as rotas de processos de todos os cenários estão listados no Anexo 1 e são detalhados nos itens seguintes.

4.2 Cenário 1 - Aterro Sanitário

Neste cenário, parte-se de uma quantidade diária de entrada de RSU no aterro sanitário, considerando-se também como entradas (i) o consumo interno de energia elétrica, (ii) o consumo de diesel para compactação do aterro e (iii) o solo para aterro; e como saídas as emissões do aterro sanitário para (iv) a atmosfera, (v) o solo e (vi) a água. Também fazem parte da avaliação (vii) a geração de energia através da recuperação de gás metano do aterro e (viii) a queima de parte do biogás em *flare stacks (flares)*, ambos com emissões para a atmosfera. A vida útil do aterro é um aspecto importante do ponto de vista ambiental e urbanístico, porém

não fará parte das análises de ACV deste trabalho, por se tratar de um aspecto de longo prazo.

A Figura 4.1, a seguir, ilustra os limites do sistema para este Cenário 1.

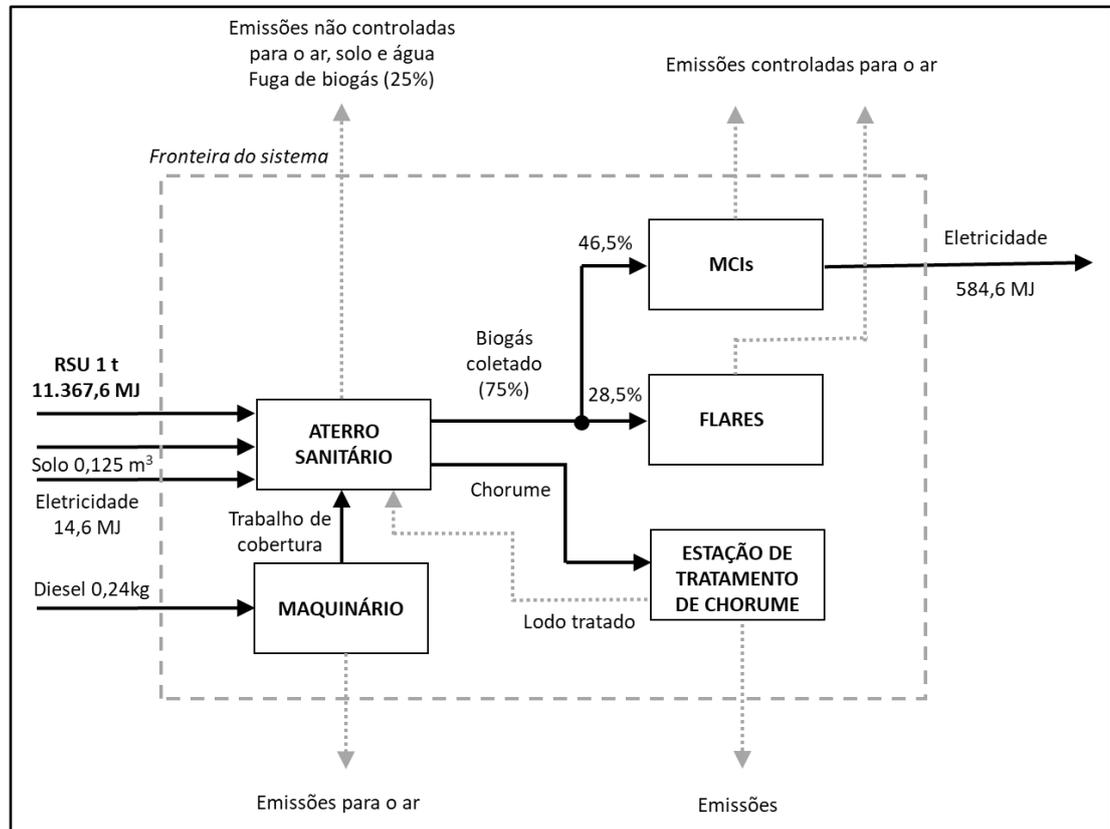


Figura 4.1 - Limites do sistema para o Cenário 1 – Aterro sanitário

4.2.1 Entradas do sistema

O sistema de aterro consiste na disposição dos resíduos em células, seguido de compactação e cobertura de cada célula com solo, para que possa ser sobreposta por uma nova célula. Para este processo, foram computados como entradas o consumo de diesel para compactação de 1 tonelada de RSU (Unidade Funcional) e o consumo de solo para cobertura.

Segundo a gestão do aterro, o consumo médio de diesel para a compactação é de 0,24 kg de diesel para cada tonelada de resíduos (LEME, 2010). Para a cobertura dos resíduos são usados 0,125 m³ de solo por tonelada de resíduo disposto no aterro (SUNDQVIST, 1999 *apud* LEME, 2010), sendo este solo considerado como uma depleção de recursos naturais na AICV. O consumo interno mensal de energia elétrica das instalações do aterro é de 2.500 kWh,

decorrente de iluminação e instalações dos funcionários, além do consumo do sistema de sucção do biogás, de aproximadamente 0,02 kWh/m³ de biogás produzido, estimado segundo USEPA (2008) *apud* Leme (2010).

Considerando-se a vida útil do aterro de 20 anos, porém com emissões até 80 anos (960 meses) e a entrada total de 1.034.039,00 toneladas RSU no aterro durante este período, conforme detalhado no Anexo 1, pode-se calcular o consumo interno médio de energia elétrica nas instalações do aterro, por tonelada de RSU:

$$\begin{aligned} \text{Consumo de eletricidade das instalações: } (2.500 \text{ kWh/mês} \times 960 \text{ meses}) / 1.034.039,00 \text{ t de RSU} = \\ 2,32 \text{ kWh/t (8,352 MJ/t de RSU)} \end{aligned} \quad (\text{Eq. 12})$$

Deve ainda ser calculado o consumo total de energia referente ao sistema de sucção de biogás. Para tal, será considerado o volume total de metano captado. Foi estimada a fuga de 25% de biogás (vide item 4.2.3) no sistema de captação de gás do aterro. Como o volume total de metano gerado pelo aterro é de 120.765.798,00 m³, conforme detalhado no Anexo 1, o volume referente aos 75% de gás captado pelo sistema de queima equivale a 90.574.348,50 m³. A energia total consumida pelo sistema de sucção, por tonelada de RSU, pode então ser estimada pelo seguinte cálculo:

$$\begin{aligned} \text{Consumo de eletricidade da sucção: } (90.574.348,50 \text{ m}^3 \times 0,02 \text{ kWh/m}^3) / 1.034.039,00 \text{ t de RSU} = \\ 1,75 \text{ kWh/t (6,3 MJ/t de RSU)} \end{aligned} \quad (\text{Eq. 13})$$

A Figura 4.2 mostra a variação da emissão dos gases de aterro resultantes da disposição de uma tonelada de RSU ao longo dos anos subsequentes à deposição. Pode-se observar um decréscimo contínuo nas emissões após o pico inicial. No sexagésimo ano 99% do volume total gerado já foi emitido (LEME, 2010).

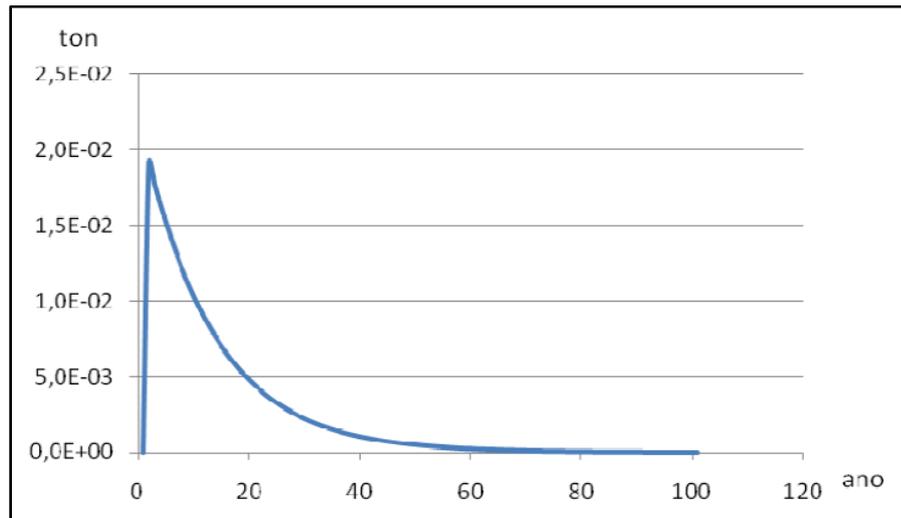


Figura 4.2 – Comportamento das emissões de gases de aterro após a deposição de 1 t de RSU

Fonte: LEME, 2010

4.2.2 Geração de Energia

Foi adotada, para este estudo, a tecnologia de geração de energia a partir da queima de biogás em MCI. Considerando-se que os motores possuem vida útil de aproximadamente 8 anos e que, a produção de biogás do aterro decresce após um determinado período, inviabilizando a substituição dos motores, foi calculado por Leme (2010) que o aproveitamento do sistema de geração de energia com MCIs é de 62% em relação à fração captada do biogás (75%), sendo a parcela complementar (38%) destinada à queima em *flares*. Ou seja, haverá geração de energia apenas no período de alta emissão de metano no aterro, por volta de 30 anos. A avaliação total considerou o período de 100 anos até a desativação do aterro. Neste período o aterro receberá 1.034.038 toneladas de resíduos, podendo gerar 604.498 TJ líquidos de energia com a utilização de MCIs, o que representa uma geração específica líquida de 584,6 MJ por tonelada de resíduos depositada no aterro (LEME, 2010).

4.2.3 Emissões para a atmosfera

Emissões não controladas:

As emissões não controladas a serem consideradas neste estudo se referem às fugas de biogás através da camada de cobertura de argila do aterro devido ao fato da célula não ser um sistema

perfeitamente hermético. Conforme exposto no item 4.2.1, acima, o percentual estimado de fuga de biogás é de 25% de todo gás gerado constantemente pelo RSU. Börjesson (2009) realizou medições reais a partir de um aterro na Suécia com alto índice de material orgânico em comparação aos demais aterros do país, situação semelhante aos aterros do Brasil, obtendo fugas proporcionais ao percentual de 25%. Silva, T.R. *et al.* (2017) mencionam em seu artigo os resultados obtidos por Spokas *et al.* (2006), nos quais este propôs valores da taxa de recuperação de 35% para uma célula operacional com sistema de recuperação de gás de aterro ativo, 65% para uma célula com cobertura temporária, 85% para uma célula com cobertura final de argila e 90% para uma célula com geomembrana. Também foi mencionada pelos autores a eficiência de 75% na coleta dos gases de aterro como recomendação da USEPA (2008).

Considerando-se que o aterro irá receber depósitos regulares de RSU por 20 anos e que as emissões de metano são significativas por mais 60 anos após o encerramento das entradas, com base no volume total de metano gerado e no percentual de fuga de 25%, conforme exposto acima, as emissões não controladas de metano na atmosfera, por tonelada de RSU, ao longo de 80 anos de operação do aterro podem ser estimadas pelo cálculo abaixo:

$$\text{Emissões não controladas: } (120.765.798,00 \text{ m}^3 \times 0,25) / 1.034.039,00 \text{ t} = 29,20 \text{ m}^3/\text{t de RSU} \quad (\text{Eq. 14})$$

A Tabela 4.1 apresenta as faixas típicas da participação dos gases componentes do biogás (SCG, 2012). Os percentuais considerados neste trabalho (última coluna à direita) foram calculados considerando-se a proporção que as médias das faixas de cada gás representam nos 36% restantes, excluindo-se os 64% do metano, conforme exposto no parágrafo anterior. Estes dados são utilizados no inventário das emissões não controladas do aterro sanitário, para se estimar a quantidade emitida de cada gás, considerando-se a Unidade Funcional de 1 tonelada de RSU.

Tabela 4.1 - Composição do biogás de aterro sanitário

Componente	Participação típica no volume do biogás (%)	Participação no volume do biogás considerada (%)
Metano	35 - 65	64,0
Hidrogênio	0 - 3	1,0
Dióxido de carbono	15 - 40	18,3
Nitrogênio	5 - 40	15,0
Oxigênio	0 - 5	1,7
TOTAL		100,0

Fonte: SCG, 2012 - Participação dos gases no biogás

A partir da participação em volume dos gases contidos no biogás, e considerando-se o cálculo do volume de biogás emitido para a atmosfera por tonelada de RSU, pode-se obter o volume específico de cada gás proporcional à Unidade Funcional (1 t de RSU), conforme Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Volume de gases componentes do biogás de fuga do aterro de aterro sanitário

Componente	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
Metano	m ³	18,69
Hidrogênio	m ³	0,29
Dióxido de carbono	m ³	5,35
Nitrogênio	m ³	4,38
Oxigênio	m ³	0,49
TOTAL	m ³	29,20

Do relatório do *Swedish Gas Technology Centre Ltd* (SGC - 2012) obtém-se o poder calorífico inferior do gás de aterro sanitário (biogás), de aproximadamente 16 MJ/Nm³ (12,3 MJ/kg). Valor semelhante (16,8 MJ/m³) foi considerado por Leme (2010), assim como o percentual de 64%, em volume, de metano no biogás, referente a uma medição realizada no aterro de Betim em 2009, conforme requerimento da Federação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), que obriga os administradores dos aterros sanitários a informarem periodicamente a porcentagem de metano no biogás gerado em suas instalações.

Emissões controladas:

São consideradas como controladas as emissões atmosféricas que são captadas por sistemas de coleta, para a devida destinação, como queima em MCI ou *flare stacks*, por exemplo. Também são classificadas deste modo as emissões secundárias resultantes dos processos de queima, que possam ser adequadamente medidas ou estimadas.

As emissões atmosféricas resultantes da utilização de diesel como combustível nas máquinas de compactação dos resíduos são provenientes do relatório MCT (2006), conforme Tabela 4.3, abaixo. O ICV do diesel consumido foi obtido da base de dados do SimaPro.

Tabela 4.3 – Emissões decorrentes do uso do diesel nas máquinas de compactação

Poluente	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
CO	kg	1,71E-02
HC	kg	4,22E-03
NO _x	kg	2,20E-02
CO ₂	kg	7,93E-04
CH ₄	kg	5,16E-05
N ₂ O	kg	6,23E-06
COVNM	kg	4,10E-03

Fonte: LEME, 2010 (MCT, 2006)

Segundo Leme (2010), as emissões controladas de CO₂ ocorrem quando o biogás é queimado e as emissões de HCl e SO₂ ocorrem quando moléculas de enxofre e cloro presentes no biogás reagem nas câmaras de combustão do MCI. As emissões do MCI estão representadas na Tabela 4.4, em unidade de massa por kJ produzido pelo sistema. Já as emissões do *flare* estão em massa por kJ de CH₄ admitido na entrada. Foi considerado o percentual de utilização de 62% de gás no MCI, sendo o restante destinado à queima no *flare*, conforme exposto no item 4.2.2.

Tabela 4.4 - Fatores de emissão médios de poluentes secundários nos equipamentos de controle

Emissões no <i>Flare</i> (Poluente)	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
NO _x	µg	1,03E+7
CO	µg	1,20E+7
MP	µg	3,88E+6
Dioxinas/Furanos	pg TEQ	1,09E+5
Emissões no MCI (Poluente)	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
NO _x	µg	9,36E+8
CO	µg	6,81E+8
MP	µg	1,87E+7

Fonte: Adaptado de Leme (2010), adaptado de USEPA (2008).

4.2.4 Emissões para a água e o solo

A contaminação dos corpos d'água e bacias vizinhas ao aterro se dá pelos vazamentos de lixívia (chorume), que contribuem para a acidificação do solo e da água e com o carreamento de

componentes tóxicos do lixo para estes meios. As emissões de lixívia variam ao longo dos anos e perduram por muito tempo, mesmo após o fim da vida útil do aterro, em função da deterioração lenta do seu sistema de vedação, sendo essa variação avaliada para se obter um panorama dos impactos no curto prazo (100 anos) e longo prazo (60.000 anos).. Foi utilizada a base de dados europeia ELCD (2014) disponível no SimaPro, conforme detalhado no Anexo 1.

A tabela de emissões do Anexo 1 apresenta as emissões para a água, considerando que as emissões destinadas às águas subterrâneas, em função de falha no sistema de impermeabilização do aterro, e as emissões que se destinam aos oceanos. São consideradas também as emissões da estação de tratamento de efluentes do aterro (chorume) e a destinação do lodo resultante deste tratamento de volta ao aterro.

Segundo Barros (2013), parte da água das chuvas se infiltra no aterro, gerando fluxos de água não uniformes. A produção de lixiviados decorrentes da decomposição dos resíduos e das infiltrações pode ser estimada de acordo com modelos matemáticos a partir de fatores hidrológicos, de balanço de massa e das características de absorção do solo superficial e de compactação do aterro.

Ainda segundo a autora, os principais fatores que influenciam na composição de lixiviados de aterros sanitários são:

- 1) **Operações no local e gerenciamento:** pré-tratamento dos resíduos sólidos (despejos), irrigação, recirculação e codisposição com efluente líquido;
- 2) **Caracterização do resíduo sólido:** composição e idade;
- 3) **Processos internos:** hidrólise, adsorção, biodegradação, espécies, diluição, dissociação, troca iônica, redox, tempo de contato, participação, precipitação, gás, geração de calor e transporte.

Os principais processos de tratamento de lixiviados consistem em:

- 1) **Tratamento biológico aeróbio:** proporciona a redução parcial de poluentes orgânicos biodegradáveis através de lagoas aeradas, lodos ativados, reatores de batelada, biofiltros e

biorreatores de membrana;

2 Tratamento biológico anaeróbio: consiste na digestão anaeróbia de lixiviados, para o tratamento de efluentes de alta resistência orgânica, como os oriundos de aterros sanitários jovens;

3) Tratamento físico-químico: permitem a redução de sólidos em suspensão, partículas coloidais, materiais flutuantes e alteração de aspectos de coloração, através de processos de flotação, floculação, adsorção, oxidação química e *air-stripping*.

É também possível realizar o procedimento de recirculação do lixiviado, permitindo o funcionamento do aterro como um biorreator, proporcionando a ativação da degradação microbológica do percolado, por meio da intensificação da circulação de nutrientes, substrato e produtos metabólicos (BARROS, 2013).

4.3 Cenário 2 - Incineração

Este cenário considera que todo o RSU coletado diariamente é transportado até a planta de incineração, tendo como entradas nos limites do sistema (i) os reagentes para tratamento dos gases efluentes (ii) o diesel para o transporte dos subprodutos sólidos, como cinzas e escória, e (iii) a energia elétrica. Como saídas são consideradas (iv) a geração de energia elétrica, (v) as emissões para a atmosfera, (vi) as cinzas resultantes da incineração e (vii) o calor residual do processo, conforme Figura 4.3, abaixo.

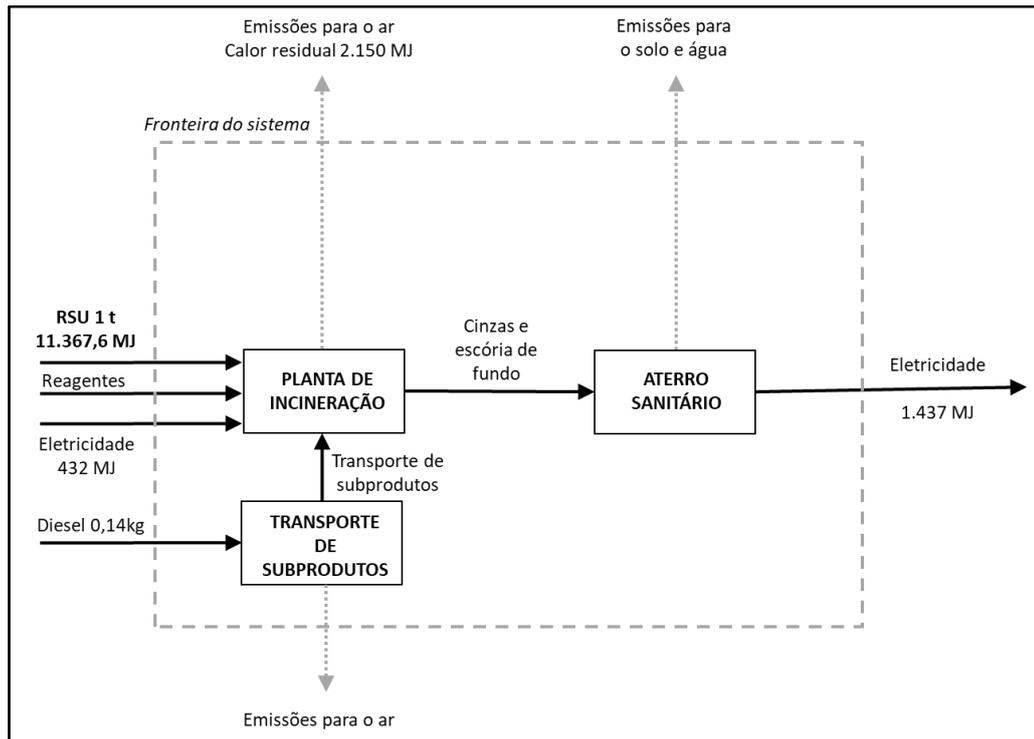


Figura 4.3 - Limites do sistema para o Cenário 2 – Incineração

O levantamento de dados deste Cenário não foi baseado em dados práticos, mas em referências de pesquisa bibliográfica, devido à baixa utilização da incineração no país, incentivada pela polêmica Portaria Interministerial N° 274 de 30/04/2019.

Foi considerada a utilização de um sistema de combustão com queima em massa, através de grelha com mistura do resíduo e injeção de ar de combustão, sem a utilização de combustível auxiliar, conforme descrito em Leme (2010), assim como a destinação dos subprodutos sólidos a um aterro sanitário a 50 km de distância da planta de incineração. A geração de energia se dá pelo aproveitamento do calor em uma caldeira para produção de vapor, destinado a uma turbina a vapor conectada ao gerador elétrico (ciclo *Rankine*).

4.3.1 Entradas do sistema

Segundo estudo de Gohlke (2007), mencionado por Leme (2010), as plantas de incineração da Europa consomem 120 kWh de energia elétrica por tonelada de lixo queimada (432 MJ/t), com eficiência bruta de 22%, resultando na eficiência elétrica líquida de 18%. O consumo de energia se dá principalmente nos sistemas de alimentação de resíduos e de exaustão de gases.

Para estimativa de consumo do diesel utilizado no transporte dos subprodutos sólidos para o aterro sanitário, considerou-se o uso de caminhões com capacidade de 28 toneladas e consumo médio de 0,327 kg de diesel por km rodado (SPIELMANN, 2004), obtendo-se o consumo específico 0,14 kg de diesel por tonelada de lixo transportada e incinerada.

Tabela 4.5 – Emissões do uso de diesel em caminhões de transporte

Poluente	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
CO	kg	9,96 E-03
HC	kg	2,45E-03
NOX	kg	1,28E-02
CO2	kg	4,61E-04
CH4	kg	3,00E-05
N2O	kg	3,62E-06
COVNM	kg	2,42E-03

Fonte: Leme (2010) - Adaptado de MCT (2006)

A origem do ICV do diesel no Brasil foi mencionada no capítulo acima e as emissões de sua utilização em caminhões foram obtidas do relatório MCT (2006) e se encontram contidas na tabela de emissões, acima.

Para redução da concentração de dióxido de enxofre (SO₂) e ácido clorídrico (HCl) nos efluentes, é utilizado óxido de cálcio (CaO) e para redução de NO_x é utilizada a ureia (CH₄N₂O) em solução aquosa de 40%. Devido à variação da composição do RSU e da formação de NO_x na câmara de combustão, foram considerados os valores médios levantados por Consonni (2005) *apud* Leme (2010), conforme tabela abaixo:

Tabela 4.6 – Consumo de reagentes no tratamento de efluentes gasosos

Produto	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
Óxido de cálcio (CaO)	kg	20,0
Ureia (CH ₄ N ₂ O)	kg	3,7

Fonte: Leme (2010)

Segundo Leme (2010), as concentrações variam consideravelmente em função da complexidade da formação de NO_x na câmara de combustão, assim como em função da

composição do RSU e da tecnologia utilizada para a incineração.

4.3.2 Geração de Energia

A energia gerada pela incineração é de **1.437 MJ/ton de RSU** (PCI 7.981 kJ/kg, umidade 35% e cinzas 14%) (LEME, 2010).

O calor residual do processo é de 2.150 MJ/t de RSU. Entretanto, este calor é perdido pois não foi considerado o seu aproveitamento para nenhum tipo de cogeração no processo de incineração.

4.3.3 Emissões para a atmosfera

Como resultado da incineração de RSU temos a produção de óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre e de poluentes tóxicos como compostos de mercúrio e dioxinas. A composição do RSU tem influência direta nos componentes das emissões, principalmente quando contém produtos à base de compostos químicos.

As emissões de uma planta de incineração de resíduos podem ser estimadas por medição direta, balanço de massa, análise do combustível e cálculos de engenharia, ou com uso de fatores de emissão típicos (NPI, 1999).

Dong *et al.* (2018) avaliaram as emissões atmosféricas considerando três cenários: (i) uma planta *WtE* baseada em gaseificação na Finlândia, (ii) incineração em grade mecânica na França e (iii) incineração em leito fluidizado circulante na China. Os resultados mostram que o desempenho ambiental geral do sistema de gaseificação é melhor do que a incineração. Verificou-se também que os parâmetros que mais influenciam os resultados da ACV são: recuperação de eletricidade, emissão de CO₂ e emissão de NO_x. Entretanto, os autores mencionam que o CO₂ biogênico é neutro em termos de carbono para as alterações climáticas globais. Para os RSUs específicos do estudo em questão, a fração de carbono biogênico no RSU da França e da China representa respectivamente 74% e 76% do total e foi assumido que não há emissão de CO₂ fóssil no ICV. As emissões para a água também não foram incluídas, considerando-se que os sistemas *WtE* são normalmente concebidos com tratamento e reuso de

águas residuais.

A Tabela 4.7, abaixo, mostra os valores de emissões para cada cenário avaliado.

Tabela 4.7 – Emissões atmosféricas da incineração consideradas por Dong (2018)

Poluente	Gaseificação na Finlândia (g/t RSU)	Incineração na França (g/t RSU)	Incineração na China (g/t RSU)
CO	8,1	51,0	952,1
SO ₂	28,2	51,2	492,3
Nox	649,7	927,0	1060,0
HCl	4,0	18,3	48,5
HF	2,0	0,9	2,6
PM (Particulados)	8,1	8,7	48,6
PCDD/Fs (Dioxinas/Furanos)	8,10E-09	7,00E-08	3,20E-07

Fonte: Adaptado de Dong (2018)

Jeswani (2016) compara os impactos da incineração com a recuperação de biogás de aterro no Reino Unido, cada cenário com a produção de eletricidade ou cogeração de calor e eletricidade. Os sistemas são comparados com base no ciclo de vida de duas unidades funcionais (eliminação de 1 tonelada de RSU e geração de 1 kWh de eletricidade), com dados dos inventários obtidos através do *Annual Performance Report (2013) apud Veolia (2014)*, exceto quanto às emissões de CO₂, que foram calculadas de acordo com a fórmula do IPCC (2006). Os resultados indicaram que, se ambos os sistemas forem creditados por suas respectivas energias recuperadas e materiais recicláveis, a energia da incineração tem impactos ambientais mais baixos do que o biogás de aterro em todas as categorias de impacto, exceto para toxicidade humana.

Tabela 4.8 – Emissões atmosféricas da incineração considerados por de Jeswani (2016)

Poluente	Incineração com geração de eletricidade (g/t RSU)	Incineração com cogeração de eletricidade e calor (g/t RSU)
CO ₂ (fóssil)	4,52E+05	4,52E+05
CO	4,87E+01	2,39E+01
SO ₂	9,49E+01	7,50E+01
NO _x	9,00E+02	6,00E+02
N ₂ O	1,70E+00	2,31E+01
HCl	3,23E+01	3,29E+01
NH ₃	1,79E+01	4,00E-01
HF	3,00E+00	1,10E+00
PM (Particulados)	1,79E+01	4,90E+00
Dioxinas/Furanos	9,23E-08	3,62E-08
PAH (Hidrocarbonetos poliaromáticos)	1,70E-03	1,00E-03
Cádmio e tálio	5,10E-03	2,00E-03
Mercurio	7,70E-03	6,90E-03
Outros metais pesados	1,03E-01	9,96E-02

Fonte: Jeswani (2016)

Na ACV deste trabalho foram considerados os dados de emissões de Jeswani (2016), para o cenário de incineração com geração de eletricidade, por se tratar de um inventário relativamente recente e mais completo em termos de poluentes inventariados.

Em países onde a incineração é uma prática comum há alguns anos, como a França, os níveis de emissões de dioxinas e furanos nas plantas de incineração se tornaram extremamente baixos em função de novas tecnologias, desmistificando o conceito de grandes poluidoras destas plantas (NZIHOU, 2012 e BEYLOT, 2013).

Do ponto de vista dos GEEs, a origem, fóssil ou orgânica, do carbono contido no RSU deve ser ponderada. O carbono de origem orgânica não deve ser considerado para efeito de emissões de GEE, uma vez que foi retirado da atmosfera através de processos biológicos (IPCC, 2006).

O total de CO₂ de origem fóssil emitido na atmosfera pela incineração, segundo Jeswani (2016), é de 452 kg por tonelada de RSU incinerada. Considerando-se a densidade do CO₂ de aproximadamente 0,55 m³/kg, temos 248,6 m³ de CO₂ emitido à atmosfera, divergindo de Dong *et al.* (2018) que, como mencionado anteriormente, considerou que todo o CO₂ emitido na incineração é de origem biogênica. Jeswani (2016) ressalta a importância da composição dos resíduos quanto às emissões de CO₂ e compara os resultados com um estudo anterior de sua

autoria (JESWANI et al., 2013), que considerou o mesmo processo de incineração com cogeração, mas para um resíduo com diferente composição gravimétrica. As mudanças significativas na composição do RSU no Reino Unido na última década referente à data do estudo, devido ao aumento da reciclagem e da compostagem, reduziram a proporção de resíduos biodegradáveis no RSU residual, após a retirada dos recicláveis, aumentando a fração de carbono fóssil de 30% para 45%. Como consequência, as emissões de GEE da incineração aumentaram em cerca de 240 kg CO₂ eq./t RSU, de -179 kg CO₂ eq./t do estudo anterior para 58 kg CO₂ eq./t no último estudo. Para o sistema de aterro, observa-se a tendência oposta com a redução dos impactos GWP (223 vs 395 kg CO₂ eq./t). A menor fração biodegradável nos resíduos provocou a redução em 20% da geração de gás de aterro e observou-se o aumento da taxa de recuperação do gás, de 53% para 62%, beneficiando a geração de energia e os respectivos créditos, reduzindo o impacto geral. Vale observar que os créditos ambientais da geração de eletricidade são maiores em países cuja matriz energética é baseada em fontes não renováveis.

Através de composição gravimétrica do RSU destinado ao aterro sanitário de Betim (Tabela 3.1), pode-se estimar a relação entre o carbono de origem fóssil e o de origem orgânica na massa do resíduo depositado, conforme Tabela 4.9, abaixo. Conforme definido em IPCC (2002), esta fração varia entre 33 e 50%.

Tabela 4.9 – Relação entre carbono fóssil e orgânico e emissões de CO₂

C _{Biogênico}	17%	Base seca
C _{Fóssil}	11%	
C _{Total}	28%	
C _{Foss/Bio}	38%	
CO ₂ _{Fóssil}	397	kg/t de RSU
CO ₂ _{Biogênico}	642	kg/t de RSU
CO ₂ _{Total}	1.039	kg/t de RSU

Fonte: Leme (2010)

As demais emissões para o ar são consideradas secundárias, sendo decorrentes de entradas no sistema, e já estão contidas nos ICVs de cada entrada apresentada no item 4.3.1.

4.3.4 Emissões para a água e o solo (geração de cinzas e escória)

Como os gases de exaustão do incinerador são tratados com reagentes secos, foram consideradas como emissões para a água e o solo a disposição das cinzas voláteis e escória em aterro sanitário. A infiltração de água da chuva no aterro ao longo dos anos solubiliza os sais contendo metais pesados, que acabam atingindo as nascentes dos rios.

Devido à inexistência de estudos sobre estas emissões no Brasil, e à dificuldade de se estimar a composição das cinzas e da escória, foram utilizados os dados da base Ecoinvent 3 (TREYER, 2014). A tabela de emissões do Anexo 1 mostra as emissões do aterro em que as cinzas e escória são dispostos.

A tabela de emissões do Anexo 1 apresenta também as emissões para a água, considerando que as emissões destinadas às águas subterrâneas, em função de falha no sistema de impermeabilização do aterro, e as emissões que se destinam aos oceanos.

4.4 Cenário 3 - Produção de metanol

O Cenário 3 é composto de três rotas distintas:

Rota 1 - Produção de CDR: seleção de componentes do RSU com poder calorífico adequado e produção do CDR, considerando também a reciclagem de materiais recicláveis, a compostagem e biodigestão de matéria orgânica com geração de eletricidade e, por fim, o descarte dos materiais inertes e não aproveitados no aterro sanitário;

Rota 2 - Produção de metanol com CDR: produção e tratamento de *syngas* e síntese de metanol;

Rota 3 - Geração de eletricidade com metanol: queima do metanol em grupos motogeradores com geração de eletricidade.

Igualmente aos Cenários anteriores, aqui considera-se que todo o RSU coletado é transportado

até a planta de produção de CDR. As entradas, emissões e saídas de cada rota estão listadas abaixo.

Rota 1: As entradas são (i) eletricidade para o processamento do CDR e (ii) eletricidade e insumos para o (iii) aterro sanitário, (iv) biodigestor e (v) estação de compostagem. Como saídas temos as emissões destas rotas para (vi) o ar, o (vii) solo e a (viii) água, (ix) os produtos reciclados (x) o biofertilizante, e (xi) a eletricidade gerada pelo biodigestor.

Rota 2: As entradas são (i) o CDR, (ii) linhoto, (iii) eletricidade e (iv) insumos para a produção de metanol. As saídas são (v) metanol e emissões para (vi) o ar, (vii) o solo, (viii) a água e (ix) resíduos diversos.

Rota 3: Tem como entrada (i) o metanol e como saída (ii) as emissões para o ar e (iii) eletricidade para a rede.

A eletricidade e os insumos para as plantas de reciclagem não constam no diagrama de limites do sistema, abaixo, porque consistem em dados muito pulverizados e de baixos valores. Estes dados, entretanto, foram considerados nos ICVs de reciclagem de cada material, assim como os inventários da produção dos materiais reciclados, que por sua vez foram computados como ganhos ambientais, devido aos impactos evitados com a reciclagem, conforme detalhado no item 4.4.4.

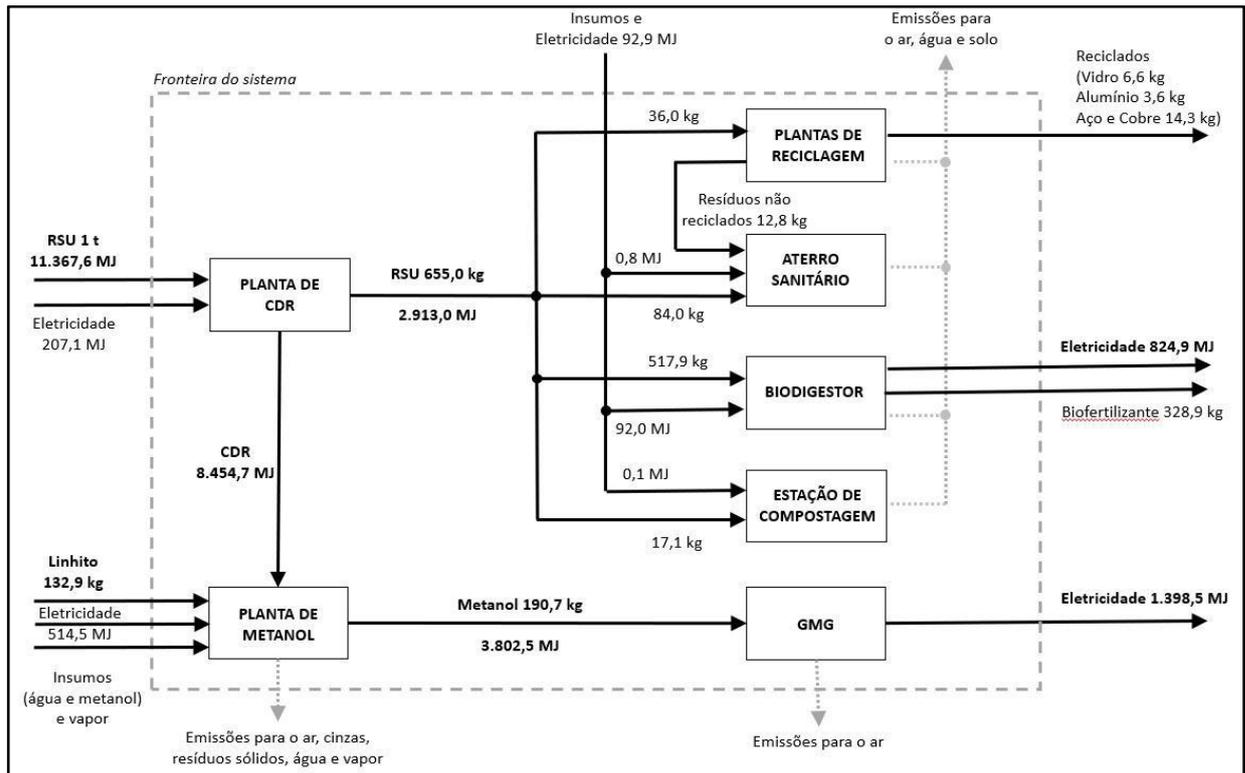


Figura 4.4 - Limites do sistema para o Cenário 3 – Produção de metanol

4.4.1 Produção de CDR

O processo de produção do CDR consiste geralmente nas seguintes etapas:

- Separação na fonte;
- Separação mecânica;
- Cominuição (trituração, picagem e moagem);
- Peneiramento;
- Mistura e homogeneização;
- Secagem e pelotização;
- Embalagem e armazenagem.

Na etapa de separação, os materiais recicláveis, a matéria orgânica e os rejeitos inertes são removidos e destinados a outros processos, como a reciclagem, a compostagem, o biodigestor e o aterro, conforme Figura 4.5. Os inventários destes processos também são detalhados abaixo. Para os mesmos, considerou-se que as plantas de compostagem, o biodigestor e o aterro estão localizados juntamente à planta de CDR, assim como a estação de triagem de RSU, de modo a

não haver impacto do consumo de combustível e emissões do transporte dos materiais separados. O consumo de combustível do transporte de materiais recicláveis às respectivas plantas de reciclagem foi computado, para uma distância definida de 100 km da estação de triagem. As emissões deste transporte não foram incluídas no inventário devido à pequena quantidade de material transportado.

Com base na composição gravimétrica do RSU de Betim (Tabela 3.1), após a etapa de separação, conforme definido neste trabalho, o material remanescente para a produção de CDR representa 34,5% (345 kg) da massa total de RSU e possui poder calorífico de 24.506,24 kJ/kg, conforme mostrado na Tabela 4.10, abaixo. A energia total contida nesta parcela de RSU é, portanto, equivalente a 8.454.652,8 kJ (24.506,24 MJ x 345 kg).

Tabela 4.10 – Composição de RSU destinada à produção de CDR e respectivo PCI

Material	Comp. Grav. RSU Betim (%)	Composição Ponderada (%)	PCI do material (kcal/kg)	PCI do material (kJ/kg)	PCI Total p/ 1 t de RSU (kJ/kg)
RESÍDUOS P/ CDR:	34,5%				24.506,24
Isopor	0,5%	1,4%	9.170,00	38.367,28	556,05
Papel	10,3%	29,9%	3.780,00	15.815,52	4.721,73
Papelão	1,7%	4,9%	3.780,00	15.815,52	779,32
Plástico duro	9,2%	26,7%	7.830,00	32.760,72	8.736,19
Plástico mole	6,4%	18,6%	7.830,00	32.760,72	6.077,35
Tecido	4,4%	12,8%	4.170,00	17.447,28	2.225,16
Embalagens longa vida (Tetra Pak)	1,1%	3,2%	3.780,00	15.815,52	504,26
Pneu	0,9%	2,6%	8.302,28	34.736,74	906,18
RESÍDUOS P/ BIODIGESTOR:	53,5%				5.439,20
Matéria orgânica	53,5%	100,0%	1.300,00	5.439,20	5.439,20
RESÍDUOS P/ RECICLAGEM E ATERRO	12,0%				200,83
Vidro	1,5%	100,0%	48,00	200,83	200,83
Aço	0,5%	-	-	-	-
Cobre + fio	0,3%	-	-	-	-
Alumínio	0,5%	-	-	-	-
Sucata metálica	1,1%	-	-	-	-
Rejeitos inertes	8,4%	-	-	-	-
TOTAL:	100,0%	-	-	-	-

Fonte: Adaptado de Leme (2010) - PCI do pneu obtido de Freitas (2010)

A NBR 16849:2020 (Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos - Requisitos) define o sistema de classificação dos RSUE (Resíduos Sólidos Urbanos para fins Energéticos) de acordo com três características, conforme Tabela 4.11, abaixo:

- a) PCI na base seca;
- b) teor de cloro, como recebido;
- c) teor de mercúrio, como recebido.

Tabela 4.11 – Limites de classificação dos RSUE

Característica de classificação				
Unidade	Medida estatística	Classes		
PCI (base seca)		P1	P2	P3
kcal/kg	Limite inferior da média (P ≥ 95 %)	PCI ≥ 4 750	4 750 > PCI ≥ 3 580	3 580 > PCI ≥ 2 390
Teor de cloro		C1	C2	C3
%	Limite superior da média (P ≥ 95 %)	CI ≤ 0,5	0,5 < CI ≤ 1,5	1,5 < CI ≤ 3,0
Teor de mercúrio		H1	H2	H3
mg/kg	Média aritmética	Hg ≤ 0,1	0,1 < Hg ≤ 0,25	0,25 < Hg ≤ 0,5
	Percentil de 80	Hg _{P80} ≤ 0,2	0,2 < Hg _{P80} ≤ 0,5	0,5 < Hg _{P80} ≤ 1

Fonte: ABNT NBR 16849:2020

Seguindo esta definição da NBR, do ponto de vista do PCI, o CDR resultante se enquadraria na Classe P1.

O valor da energia total contida em uma tonelada de RSU também pode ser obtido através dos dados de composição gravimétrica e PCI dos materiais que a compõem, disponíveis na Tabela 4.11. A Tabela 4.12, abaixo, apresenta o cálculo da energia total contida em uma tonelada de RSU, considerando os materiais combustíveis destinados ao CDR, a matéria orgânica e o vidro. O PCI total de uma tonelada de RSU é de 11.367,64 MJ.

Tabela 4.12 - Cálculo da energia contida em uma tonelada de RSU

Material	Massa (kg)	PCI do material (kJ/kg)	Energia contida (MJ)
Material para CDR	276,00	30.632,81	8.454,66
Matéria orgânica	535,00	5.439,20	2.909,97
Vidro	15,00	200,83	3,01
TOTAL:	826,00		11.367,64

4.4.1.1 Entradas do sistema

Considerou-se que as etapas do processamento do material, desde a separação mecânica até a armazenagem, são realizadas internamente na planta de produção de CDR.

Segundo Leme (2010), o teor de umidade do RSU de Betim é de 35%, estando dentro da faixa de umidade suficiente para que a combustão seja mantida sem a necessidade de adição de outro combustível auxiliar. Este valor de umidade se refere ao conjunto de todos os resíduos que compõem o RSU, incluindo o material orgânico, que possui elevado teor de umidade. Diante da impossibilidade de se obter o teor de umidade da fração destinada ao CDR separadamente, foi adotado neste trabalho o mesmo valor de umidade do RSU (35%) para o CDR dele derivado.

Entretanto, como a destinação do CDR será a produção de metanol, o teor de umidade deve estar na faixa entre 10 a 25% (BORGOGNA *et al.*, 2019). Para este trabalho foi considerado o percentual de 15% de umidade.

A partir do estudo Silva, Contreras e Bortoleto (2020), baseado em dados de Rahman (2014), foram obtidos os valores de consumo de energia para o processamento e secagem do CDR:

- Energia elétrica para processamento: 55,6 kWh/t (200,16 MJ/t)

- Energia elétrica para secagem: 400 MJ/t

Como resultado do processo de secagem do CDR e redução de sua umidade de 35% para 15% espera-se consequentemente a redução de 20% de sua massa total, que passará de 345 kg de CDR por tonelada de RSU (34,5% do RSU, conforme Tabela 4.10) para 283,2 kg de CDR por tonelada.

$$Massa\ CDR_{seco} = 345\ kg \times (100\% - (35\% - 15\%)) = 276\ kg \quad (Eq. 15)$$

Do mesmo modo, a redução de 20% na umidade proporciona um aumento do seu poder calorífico em 25%. Considerando-se o PCI (24.506,24 kJ/kg) indicado na Tabela 4.10, para o CDR com umidade de 35%, resulta em valor do PCI de 30.632,81 kJ/kg para o CDR após o processo de secagem, calculado a partir da Equação 16.

$$PCI_{seco} = PCI_{úmido} \times (Massa\ CDR_{úmido} / Massa\ CDR_{seco}) \quad (Eq. 16)$$

Na tabela abaixo é apresentado o ICV deste processo, contendo a energia necessária para processamento e secagem de 345 kg de CDR e obtenção de 276 kg de CDR seco.

Tabela 4.13 - Entradas e saídas do processo de produção de CDR

Material	Unidade	Quantidade p/ 1t de CDR	Quantidade p/ 276 kg de CDR seco
Entradas (matérias primas e recursos naturais)			
Energia elétrica p/ processamento	MJ	200,16	69,055
Energia elétrica p/ secagem	MJ	400,00	138,000
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)			
CDR (energia)	MJ	-	8.454,656

Apesar do processo de secagem do CDR liberar vapor de água na atmosfera, essa emissão não foi computada no ICV.

4.4.1.2 Impactos evitados

No SimaPro as saídas definidas como “produtos evitados” são usadas como método para expandir o sistema. Os impactos dos produtos evitados são subtraídos dos impactos totais (GOEDKOOOP, 2016). No caso do CDR surge um complicador pois o resíduo é um insumo para o processo, porém, dentro do software o resíduo não pode ser modelado como um insumo.

Algumas literaturas, como Dong (2018), têm contornado o problema considerando a entrada, resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo a mesma na comparação de diferentes tecnologias de aproveitamento de resíduos para geração de energia. No trabalho de Chen *et al.* (2010), diferentes métodos de alocação são explorados para a destinação dos resíduos para diferentes produtos dentro das indústrias de cimento e construção. A reciclagem ou reutilização do material evita a extração e a fabricação de material virgem, caracterizando-o como um produto evitado nestes casos. Entretanto, o impacto ambiental da recuperação ou reciclagem do material ainda deverá ser contabilizado. Racional similar foi utilizado por Rolfe *et al.* (2018), onde a eletricidade gerada como subproduto no processo substitui a eletricidade gerada por outra fonte externa.

Ao se determinar a Unidade Funcional como sendo uma tonelada de RSU recebida no aterro sanitário ou nas plantas de processamento dos resíduos, garante-se que os benefícios em se evitar que os resíduos sejam depositados em aterros são comuns em todas as tecnologias (rotas) de destinação.

Neste trabalho, em função da utilização do CDR, em substituição do gás natural, na produção do metanol, os impactos da produção e da utilização do gás natural serão evitados. Deste modo, estes impactos evitados são computados como “ganhos” ambientais no inventário, conforme descrito no item 4.5.2. Para tal, é necessário calcular o volume de gás natural equivalente à mesma quantidade de energia proveniente do CDR, conforme Equações 17 e 18, onde considera-se o poder calorífico do gás natural de 8.600 kcal/m³ e sua densidade de 0,76 kg/m³.

$$\text{Poder calorífico do gás natural: } 8.600 \text{ kcal/m}^3 / 0,76 \text{ kg/m}^3 = 11.315,79 \text{ kcal/kg (47.345,27 kJ/kg)} \quad (\text{Eq. 17})$$

Poder calorífico do CDR após secagem: 30.632,81 kJ/kg

Consumo evitado de gás natural (C_{evitado}) com a utilização do CDR:

$$C_{\text{evitado}} = (30.632,81 \text{ kJ/kg} / 47.345,27 \text{ kJ/kg}) \times 276 \text{ kg} = 178,57 \text{ kg (234,97 m}^3) \text{ de gás natural} \quad (\text{Eq. 18})$$

Não será computado no inventário o consumo de energia elétrica do processo de triagem dos resíduos para reciclagem e compostagem.

4.4.1.3 Reciclagem

Foi considerado que os materiais recicláveis de baixo PCI, que conseqüentemente não possuem potencial para a produção de CDR, serão destinados ao processo de reciclagem, conforme Figura 4.4, abaixo. Para o levantamento do inventário destes materiais, foram considerados os efeitos evitados da produção dos respectivos materiais primários. Estes efeitos evitados são considerados como efeitos ambientais benéficos.

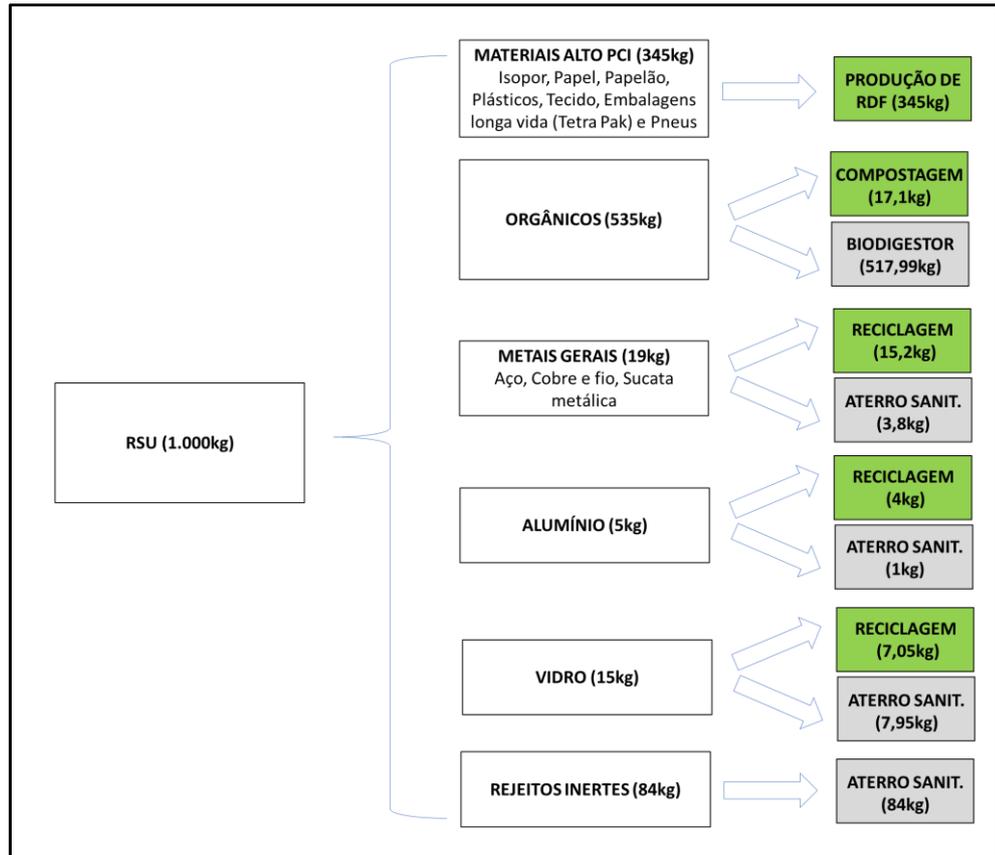


Figura 4.5 – Destinação dos rejeitos no Cenário 3

Os materiais assim classificados são basicamente metais (alumínio, aço, lata e cobre + fio) e vidro. A sucata de alumínio é convertida em lingotes e a sucata de aço e de metais ferrosos é utilizada na produção de aço reciclado. O vidro reciclado é misturado a vidro primário em sua produção, em frações variáveis dependendo de sua cor (verde, branco ou marrom).

Nem toda a quantidade de material reciclável contida no RSU é de fato reciclada, devido a impurezas adquiridas ao se misturar com outros resíduos e à ineficiência na triagem do RSU. Henríquez (2016), em seu estudo, considera as seguintes eficiências na reciclagem dos materiais, conforme Rigamonti *et al.* (2009):

Vidro: Eficiência na reciclagem de 47% (fração reciclada)

Metal: Eficiência na reciclagem de 80 % (fração reciclada)

4.4.1.3.1 Inventário da reciclagem do vidro

Conforme a composição gravimétrica dos resíduos de Betim (Tabela 3.1), para 1 t de RSU temos 1,5% de vidro, ou seja, 15 kg. Considerando-se a eficiência na reciclagem de 47%, temos 7,05 kg de vidro a ser destinado à reciclagem, por tonelada de RSU.

Segundo Prado (2007), para a produção de 5 t de vidro reciclado, são necessárias 5,3 t de vidro usado. Deste modo, esta proporção foi aplicada às entradas e saídas na Tabela 4.14, abaixo, obtendo-se as emissões do processo de reciclagem e, como produto final, 6,65 kg de vidro reciclado a partir dos 7,05 kg de vidro usado extraído do RSU. Foi considerada a distância de 100 km entre a estação de triagem do RSU, situada no aterro sanitário, e a planta de reciclagem.

Tabela 4.14 – Entradas e saídas do processo de reciclagem de vidro para embalagens

Material	Unidade	Quantidade p/ 7,05 kg de vidro usado
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Água	l	2,00
Óleo combustível	l	0,02
Lenha	kg	0,19
Soda cáustica (NaOH)	kg	0,07
Energia	MJ	115,73
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Cinzas	kg	0,00
Efluentes	l	2,00
Resíduos sólidos	kg	0,02
Produto final (vidro reciclado)		
Vidro reciclado	kg	6,65

Fonte: Adaptado de Prado (2007)

4.4.1.3.2 Inventário da fabricação do vidro

Na Tabela 4.15, abaixo, são apresentadas as entradas e saídas consideradas no processo de fabricação desta mesma quantidade de vidro reciclado obtida no processo de reciclagem (6,65 kg). Os impactos relacionados à fabricação desta quantidade de vidro são evitados com a reciclagem.

Tabela 4.15 – Entradas e saídas do processo de fabricação de vidro para embalagens

Material	Unidade	Quantidade p/ 6,65 kg de vidro
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Água	l	0,67
Óleo combustível	l	0,01
Sal (NaCl)	l	0,33
Soda cáustica (NaOH)	l	1,50
Areia	kg	4,66
Barrilha	kg	1,00
Dolomita	kg	0,58
Calcário	kg	0,47
Feldspato	kg	0,91
GLP	kg	0,02
Energia	MJ	232,78
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Cinzas	kg	0,33
Perdas no processo	kg	0,83
Efluentes	l	0,67
Resíduos sólidos	kg	0,23

Fonte: Adaptado de Prado (2007)

4.4.1.3.3 Inventário da reciclagem do alumínio

De acordo com a Tabela 3.1, para 1t de RSU de entrada, temos 0,5% de alumínio, ou seja, 5 kg. Considerando-se a eficiência na reciclagem de metais de 80%, conforme descrito acima, temos 4 kg de alumínio a ser destinado à reciclagem.

Segundo Prado (2007), para a produção de 50 t de alumínio reciclado, são necessárias 56 t de alumínio usado. Deste modo, esta proporção foi aplicada às entradas e saídas na Tabela 4.16, abaixo, obtendo-se 3,5714 kg de vidro reciclado a partir dos 4,0 kg de vidro usado extraído do RSU. Foi considerada a distância de 100 km entre a estação de triagem do RSU, situada no aterro sanitário, e a planta de reciclagem.

Tabela 4.16 – Entradas e saídas do processo de reciclagem de alumínio

Material	Unidade	Quant. p/ 4kg de alumínio usado
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Diesel	l	0,03
Energia	MJ	4,89
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Resíduos sólidos	kg	0,16
Refugo do processo	kg	0,21
Cinzas	kg	0,11
Produto final (alumínio reciclado)		
Alumínio reciclado	kg	3,57

Fonte: Adaptado de Prado (2007)

4.4.1.3.4 Inventário da fabricação do alumínio

As Tabelas 4.17 e 4.18, abaixo, apresentam as entradas e saídas consideradas no processo de fabricação da alumina e sua conversão em alumínio, respectivamente, para a obtenção da mesma quantidade de alumínio reciclado (3,57 kg). Igualmente ao caso do vidro, os impactos da fabricação da quantidade equivalente de alumínio são evitados com a reciclagem.

Tabela 4.17 – Entradas e saídas do processo de produção de alumina

Material	Unidade	Quantidade p/ 6,82 kg de alumina
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Óleo combustível	kg	0,84
Água		1,46
Bauxita	kg	17,07
Vapor	kg	0,86
Soda	kg	0,96
Sal	kg	0,02
Floculante	kg	0,01
Energia	MJ	86,47
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Resíduo mineral	kg	0,03
Efluentes	kg	2,34
Resíduo sólido	kg	6,99

Fonte: Adaptado de Prado (2007)

Tabela 4.18 – Entradas e saídas do processo de produção de alumínio a partir da alumina

Material	Unidade	Quantidade p/ 3,57 kg de alumínio
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Óleo combustível	l	0,96
Diesel	l	0,12
Água	l	0,45
Alumina	kg	6,83
Carbono eletrodo	kg	0,96
Carvão cuba	kg	0,01
Aço	kg	0,00
Fluoreto de alumínio (AlF ₂)	kg	0,11
Hidróxido de alumínio (Al(OH) ₃)	kg	0,01
Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)	kg	0,02
Coque	kg	0,82
Energia	MJ	521,97
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Resíduo mineral	kg	0,46
Efluentes	l	0,45
Cinzas	kg	0,29
Perdas no processo	kg	2,42

Fonte: Adaptado de Prado (2007)

4.4.1.3.5 Inventário da reciclagem do aço

No RSU de Betim (Tabela 3.1) estão contidos, em massa, 1,1% de sucata metálica, 0,5% de aço e 0,3% de cobre e fio. Como o percentual de cobre e fio é muito baixo, foi definido neste trabalho que estes materiais serão, por aproximação, tratados como aço para efeito de avaliação de impactos ambientais. Do mesmo modo, considerou-se que a sucata metálica é composta predominantemente por aço. Estes materiais juntos somam 1,9% da composição gravimétrica, representando 19 kg na amostra de 1 t de resíduos. Considerando-se a eficiência na reciclagem de metais de 80%, temos 15,2 kg de metais como fração reciclada.

De modo a permitir a avaliação dos impactos ambientais da reciclagem destes materiais metálicos, foram levantados os inventários da fabricação e da reciclagem do aço. Sendo os impactos da fabricação considerados como impactos evitados e os da reciclagem considerados

como impactos realmente gerados. A exemplo dos inventários de reciclagem de vidro e alumínio descritos acima, foi considerada a distância de 100 km entre a estação de triagem do RSU, situada no aterro sanitário, e a planta de reciclagem.

Para levantamento das entradas e saídas do processo de reciclagem do aço, foi considerada a rota de produção baseada no forno elétrico a arco, um processo eletrointensivo que utiliza a sucata metálica como matéria prima. A Tabela 4.19, abaixo, mostra as entradas e saídas do processo de reciclagem dos 15,2 kg de sucata metálica triada do RSU, tendo como produto final 14,27 kg de aço reciclado.

Tabela 4.19 – Entradas e saídas do processo de reciclagem de sucata de aço

Material	Unidade	Quant. p/ 15,2kg de sucata
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Coque	g	1.185,60
Água	l	15,20
Energia	MJ	110,13
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões para o ar:		
CO ₂	g	5.209,39
CO	g	42,82
SO ₂	g	14,27
NO _x	g	11,42
Metano	g	9,99
Hidrocarbonetos (outros)	g	1,43
COVs (VOCs)	g	1,43
Particulados	g	4,28
Emissões para a água:		
Cloretos	g	14,27
Sólidos suspensos	g	1,43
Águas residuais	l	3,00
Resíduos sólidos:		
Escórias	g	157,00
Outros materiais	g	178,40
Produto final (aço reciclado)		
Aço reciclado	kg	14,27

Fonte: Adaptado Perez (2008)

4.4.1.3.6 Inventário da produção do aço

O inventário da fabricação do aço considerou o processo de Usinas Integradas, com a seguinte rota: coqueria, alto-forno e a aciaria a oxigênio. Este processo tem como matérias-primas o minério de ferro, carvão e calcário. A adição de aço reciclado não foi considerada, para efeitos deste estudo. Na Tabela 4.20, abaixo, são apresentadas as entradas e saídas consideradas no processo de fabricação da mesma quantidade de aço (14,27 kg) obtida no processo de reciclagem apresentado acima.

Tabela 4.20 - Entradas e saídas do processo de fabricação do aço

Material	Unidade	Quantidade p/ 14,27 kg de aço
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Coque	kg	9,79
Minério de ferro	kg	26,73
Água	l	164,10
Ar	m ³	0,02
Energia	MJ	-
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões para o ar:		
CO ₂	g	28.359,06
CO	g	369,65
SO ₂	g	29,97
NO _x	g	34,25
Metano	g	2,85
Hidrocarbonetos (outros)	g	199,81
H ₂ S	g	1,43
COVs (VOCs)	g	1,43
Particulados	g	25,69
Vapor de água	g	107,04
Emissões para a água:		
Cloretos	g	4,28
Sólidos suspensos	g	1,43
Amônia (NH ₃)	g	1,43
Águas residuais	l	4,00
Emissões para o solo:		
Refugo de mineração	g	34.167,89
Resíduos sólidos:		
Escórias	g	356,81
Poeiras e lamas	g	142,72
Carepas e finos	g	242,63
Outros materiais	g	185,54

Fonte: Adaptado de Perez (2008)

4.4.1.3.7 Inventário da compostagem da matéria orgânica

O material orgânico representa o maior percentual em massa no RSU de Betim e sua destinação para a compostagem proporciona uma grande redução na quantidade de resíduos alocados no aterro, contribuindo expressivamente para o aumento de sua vida útil e dos gastos de operação e manutenção. Outro grande benefício desta prática é a redução nas emissões de metano, visto que a fração orgânica gera também o lixiviado e consequentes emissões de gases do efeito estufa, como metano e o dióxido de carbono.

Para fins deste trabalho, foi considerado o processo de compostagem em leiras, por ser o mais utilizado na produção de composto em larga escala. O sistema de produção possui capacidade limitada apenas pelo espaço disponível, podendo receber uma grande quantidade diária de resíduos. O processo de decomposição da matéria orgânica ocorre principalmente através da ação de bactérias e fungos presentes no solo e nos próprios resíduos. As laterais e a base das leiras são preparados com cobertura vegetal seca, que permitem a aeração do composto, evitando a geração de odores. Seu manejo é simples, podendo ser feito de forma manual ou mecanizada.

A eficiência no aproveitamento da parcela de matéria orgânica do RSU depende diretamente do sistema de coleta e de triagem. A coleta seletiva do material orgânico aumenta consideravelmente o seu aproveitamento percentual em massa e subsequente geração de composto, ao mesmo tempo em que reduz a contaminação do material, melhorando sua qualidade como fertilizante natural.

Segundo o Plano Municipal de Resíduos Sólidos de Betim, de 2010 (PMRS Betim, 2010), diariamente eram destinados ao Centro de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) do Município 220 toneladas de resíduos, das quais 30 toneladas eram destinadas à Unidade de Recuperação de Recicláveis (URR). O sistema de triagem da URR recupera aproximadamente 7 toneladas de matéria orgânica putrescível, que são destinadas ao Pátio de Compostagem a fim de se transformarem em composto orgânico.

Deste modo, a razão de aproveitamento de matéria orgânica é de 7 toneladas no montante total de 220 toneladas de RSU, perfazendo 3,18%. Considerando-se a composição gravimétrica

utilizada neste estudo, a qual contém 535 kg de material orgânico, teríamos 17 kg de matéria orgânica destinados à compostagem.

Orgânicos destinados à compostagem:

- Participação na composição do RSU: $53,5\% \text{ de } 1 \text{ t} = 535,0 \text{ kg}$
- Fração reciclada (compostagem) (%): 3,18%
- Participação da parcela reciclada: $535 \text{ kg} \times 3,18\% = 17,0 \text{ kg}$

Na Tabela 4.21 constam as entradas e saídas consideradas no processo de compostagem dos resíduos orgânicos, com o cálculo para a quantidade de resíduos aproveitado, considerada acima (17 kg).

Tabela 4.21 - Entradas e saídas do processo de compostagem

Material	Unidade	Quant. p/ 17kg de resíduo orgânico
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Pré-tratamento		
Diesel	g	1,42
Eletricidade	MJ	0,07
Compostagem aeróbica		
Diesel	g	51,00
Eletricidade	MJ	0,03
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões para o ar		
Metano (CH ₄)	g	35,70
Monóxido de dinitrogênio (N ₂ O)	g	25,50

Fonte: Adaptado de Turner *et al.* (2016)

Como resultado do processo de compostagem, tem-se o composto industrial, que pode ser utilizado principalmente como adubo para a agricultura. Considerou-se que a massa de matéria orgânica de entrada no sistema de leiras é integralmente convertida em composto, resultando em 17 kg de composto. No inventário do processo de compostagem, os 17 kg de composto foram computados como custo ambiental evitado da produção de fertilizantes. O fertilizante foi inserido no SimaPro através de dados da base Ecoinvent V3, utilizando-se a razão de 1/7 de quantidade fertilizante/composto obtida de Pugliese (2022).

4.4.1.3.8 Biodigestão anaeróbia e recuperação energética em MCI

Conforme exposto no item acima, devido à baixa taxa de coleta seletiva de material orgânico, grande parte dos materiais que poderiam destinados à compostagem não é recuperada na triagem. Esta matéria orgânica não aproveitada no processo de compostagem será aproveitada para a obtenção de energia através de geração de gás combustível por biodigestão, seguida de queima em motores a combustão interna. A fração do RSU destinada a este fim é calculada abaixo:

Matéria orgânica destinada ao Biodigestor:

- Participação na composição do RSU: $53,5\% \text{ de } 1t = 535kg$
- Fração reciclada (compostagem) (%): 3,18%
- Fração não reciclada (%): $100\% - 3,18\% = 96,82\%$
- Participação da parcela não reciclada: $535kg \times 96,82\% = 517,99 \text{ kg}$

Foi utilizada como referência a composição do biogás obtida por Henríquez (2016), apresentada na tabela abaixo. Este biogás é integralmente destinado à queima em MCIs para geração de eletricidade. Para fins deste trabalho, considerou-se o biogás com a mesma composição de gás de aterro do Cenário 1, assim como o mesmo inventário de geração de energia e emissões, proporcionais à quantidade de biogás gerado pelo biodigestor.

Tabela 4.22 – Composição do biogás

Componente	Participação (%)
Metano (CH ₄)	60,00
CO ₂	35,00
Sulfeto de hidrogênio (H ₂ S)	1,67
Amônia (NH ₃)	1,67
Água (H ₂ O)	1,67

Fonte: Adaptado de Henríquez (2016)

No Cenário 1, temos a geração de 116,79 m³ de biogás no aterro sanitário, sendo 25% perdido para a atmosfera por vazamento. Dos 75% de gás capturado, 62% (54,31 m³) são destinados à

queima nos MCIs para geração de energia e o restante é queimado nos *flares*, conforme exposto no item 4.2.3.

A geração de energia nos MCIs com este volume de gás é de 584,6 MJ. Considerando-se o volume de gás gerado no biodigestor com o material orgânico contido em uma tonelada de RSU, calculado por Henríquez (2016) (76,62 m³), pode-se estimar que a geração de energia equivalente, proporcionalmente à geração do Cenário 1, será de 824,85 MJ. As emissões controladas nos MCIs serão igualmente proporcionais às geradas no Cenário1.

O material digerido pelo biodigestor será utilizado como biofertilizante. Segundo Andreoli *et al.* (2013), o principal empecilho para a utilização agrícola do material digerido e respectivo lodo, é a sua contaminação com agentes patogênicos. Para solução deste problema, uma das opções de desinfecção é a calagem com cal virgem a 50 % do peso do material. Outra opção dada pelo autor é a compostagem do material. No inventário deste processo foi considerada a calagem, com a adição de 109,64 kg de cal, para os 219,27 kg de material digerido pelo biodigestor, resultando no total de 328,91 kg de biofertilizante.

Na AICV foi considerado que a utilização do biofertilizante resulta no impacto evitado da produção e consumo de fertilizantes industriais. A mesma proporção de fertilizante industrial substituído descrita no item anterior (1/7) foi utilizada neste caso, obtendo-se 46,99 kg de fertilizante evitado.

Os dados de entrada e saída do biodigestor foram calculados a partir dos dados obtidos por Henríquez (2016) e estão listados na Tabela 4.23. Cabe observar que o biogás gerado será integralmente consumido para geração de eletricidade.

Tabela 4.23 – Inventário de entradas e saídas do biodigestor

Material	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
Entradas (energia, matérias primas e recursos naturais)		
Produtos		
RSU (parcela orgânica não compostada)	kg	517,99
Cal virgem	kg	109,64
Energia		
Energia eléctrica	MJ	91,95
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Produtos		
Biogás	m ³	76,63
Subprodutos		
Biofertilizante (após calagem)	kg	328,91
Energia		
Energia eléctrica	MJ	824,85
Produtos evitados		
Fertilizante industrial	MJ	46,99

O chorume resultante da biodigestão é tratado para diminuir as concentrações de componentes orgânicos e inorgânicos. Os dados de emissões do sistema de tratamento do chorume é foram obtidos de Henríquez (2016).

Tabela 4.24 – Inventário emissões do tratamento de chorume

Emissões	Concentração (mg/l)
DBO	2231,0
DQO	11245,0
TSS	1406,5
Total N	1309,5
Fosfato	58,2

Fonte: Henríquez (2016)

4.4.1.3.9 Destinação dos rejeitos não reciclados para aterro sanitário

Os materiais residuais não reciclados devido à deficiência no processo de coleta seletiva são destinados ao aterro sanitário. O mesmo ocorre com os materiais inertes que não podem ser aproveitados em outros processos.

Na Tabela 3.1, observa-se que o percentual de inertes na concentração gravimétrica do RSU é

8,4%, correspondendo a 84 kg de material dentro da unidade de referência de 1 t de RSU. Entretanto, há ainda a contribuição da fração não reciclada do vidro e dos metais. Conforme demonstrado no item 4.4.4, acima, as frações não recicladas são 53% para o vidro e 20% para os metais. A fração não aproveitada destes materiais, e destinada ao aterro, é resultado do somatório das seguintes massas de materiais:

Inertes:

- Participação na composição do RSU: $8,4\% \text{ de } 1 \text{ t} = 84 \text{ kg}$

Vidro:

- Participação na composição do RSU: $1,5\% \text{ de } 1 \text{ t} = 15 \text{ kg}$

- Fração reciclada (%): 47%

- Fração não reciclada (%): $100\% - 47\% = 53\%$

- Participação da parcela não reciclada: $15 \text{ kg} \times 53\% = 7,95 \text{ kg}$

Metais:

- Participação na composição do RSU: $1,9\% \text{ de } 1 \text{ t} = 19 \text{ kg}$

- Fração reciclada (%): 80%

- Fração não reciclada (%): $100\% - 80\% = 20\%$

- Participação da parcela não reciclada: $19 \text{ kg} \times 20\% = 3,8 \text{ kg}$

Alumínio:

- Participação na composição do RSU: $0,5\% \text{ de } 1 \text{ t} = 5 \text{ kg}$

- Fração reciclada (%): 80%

- Fração não reciclada (%): $100\% - 80\% = 20\%$

- Participação da parcela não reciclada: $5 \text{ kg} \times 20\% = 1 \text{ kg}$

Somando-se as quantidades de inertes, vidro, metais gerais, alumínio e orgânicos, temos que a quantidade total não aproveitada destes resíduos destinada ao aterro é de 96,75 kg, conforme mostram a Tabela 4.25, abaixo, e a Figura 4.5, acima.

Tabela 4.25 – Aproveitamento de materiais nos processos de reciclagem e compostagem

Material	Participação em 1 t de RSU (kg)	Destinação inicial	Participação no CDR (%)	Parcela não aproveitada (kg)	Destinação final
Isopor	5,0	CDR	1,4%	-	-
Papel	103,0	CDR	29,9%	-	-
Papelão	17,0	CDR	4,9%	-	-
Plástico duro	92,0	CDR	26,7%	-	-
Plástico mole	64,0	CDR	18,6%	-	-
Tecido	44,0	CDR	12,8%	-	-
Embalagem longa vida (Tetra Pak)	11,0	CDR	3,2%	-	-
Pneu	9,0	CDR	2,6%	-	-
TOTAL P/ CDR:	345,0	-	-	-	-
Matéria orgânica	535,0	COMPOSTAGEM		518,0	BIODIGESTOR
Vidro	15,0	RECICLAGEM		8,0	ATERRO
Sucata metálica, aço, cobre e fio	19,0	RECICLAGEM		3,8	ATERRO
Alumínio	5,0	RECICLAGEM		1,0	ATERRO
Rejeitos inertes	84,0	ATERRO		84,0	ATERRO
TOTAL P/ OUTRAS DESTINAÇÕES:	658,0	-	-	614,7	-

Como entradas de processo e emissões resultantes da destinação dos rejeitos não aproveitados ao aterro, temos os mesmos insumos e emissões consideradas no Cenário 1 (aterro sanitário), porém com variações decorrentes à diferente composição dos rejeitos ora destinados ao aterro e sua massa total.

Consumo médio de diesel para compactação: 0,24 kg de diesel para cada tonelada de resíduos (LEME, 2010). As emissões das máquinas de compactação foram consideradas como sendo as mesmas do Cenário 1, porém proporcionais à quantidade de 96,75 kg de resíduos, conforme equação abaixo.

$$\text{Diesel: } 0,24 \text{ kg/t de RSU} \times 0,09675 \text{ t} = 0,02322 \text{ kg} \quad (\text{Eq. 19})$$

Depleção de recursos naturais para cobertura dos resíduos: 0,125 m³ por tonelada de resíduo disposto no aterro (SUNDQVIST, 1999, *apud* LEME, 2010).

$$\text{Solo: } 0,125 \text{ m}^3/\text{t de RSU} \times 0,09675 \text{ t} = 0,01209 \text{ m}^3 \quad (\text{Eq. 20})$$

Considerando-se que a cobertura é feita com argila e utilizando-se a densidade média da argila úmida, de 1.800 kg/m³, obtém-se a quantidade equivalente de 21,77 kg argila.

O consumo interno mensal de energia elétrica das instalações do aterro igualmente será proporcional à massa de resíduos destinada ao aterro:

$$\text{Consumo de energia elétrica das instalações: } 2,32 \text{ kWh/t} \times 0,09675 \text{ t} = 0,2244 \text{ kWh (0,80806 MJ)} \quad (\text{Eq. 21})$$

Considerando-se que (i) os materiais orgânicos são responsáveis pela formação de metano, e conseqüentemente pela geração de energia, pelas emissões controladas e não controladas para o ar e pelas emissões para a água e o solo do Cenário 1, e (ii) que toda a matéria orgânica foi destinada à compostagem e à biodigestão, definiu-se que os resíduos destinados ao aterro no Cenário 3 não irão contribuir com a geração de biogás e, conseqüentemente, com as emissões do aterro para a atmosfera e para a água e com a geração de eletricidade nos MCIs.

Seguindo o mesmo raciocínio, o consumo interno de energia elétrica do sistema de sucção de biogás também não será computado no Cenário 3.

4.4.2 Produção de Metanol a partir de CDR

Considera-se como entrada, neste processo, todo o CDR produzido com uma tonelada de RSU, assim como seus respectivos consumos e emissões geradas e evitadas.

Existem diversos processos de conversão de matéria prima de origem orgânica ou fóssil em metanol. Neste estudo foi considerado o processo de conversão do CDR como matéria prima para a produção de metanol. Este processo consiste em duas etapas principais, sendo a primeira a gaseificação do CDR para geração do gás de síntese (*syngas*) e em seguida a segunda etapa, que consiste na conversão do gás em metanol.

4.4.2.1 Gaseificação do CDR em *syngas*

O *syngas* é um gás combustível, composto de óxidos de carbono e hidrogênio, sendo obtido através da conversão termoquímica do CDR por uma reação com quantidade controlada de um componente oxidante, conforme detalhado no item 2.6.1.

Para a elaboração do inventário da produção de *syngas* a partir do CDR, foram utilizados os dados do inventário levantado por Rolfe (2021) em seu trabalho referente à análise técnica e ambiental da síntese de metanol a partir de combustível sólido recuperado (*Solid Recovered Fuel - SRF*) e linhito. A análise técnica e o modelamento do processo foram realizados através do software próprio ECLIPSE e o SimaPro foi utilizado para a avaliação ambiental. Os dados para a modelagem foram fornecidos por parceiros do projeto, empresas fornecedoras, bancos de dados e literatura, quando necessário. Diferentes concentrações de linhito na mistura dos combustíveis (80%, 50% e 20%) foram avaliadas no trabalho, concluindo que a composição com menor concentração do linhito proporciona menor impacto ambiental na produção de metanol. O linhito, entretanto, contribui para a homogeneização do combustível, visto que a composição do *SRF* é muito variável, em função da variação da composição gravimétrica dos resíduos (IACOVIDOU *et al.*, 2018, *apud* ROLFE, 2021). Outra recomendação da autora inclui considerar a geração de eletricidade renovável no local para fornecimento de eletricidade para o processo.

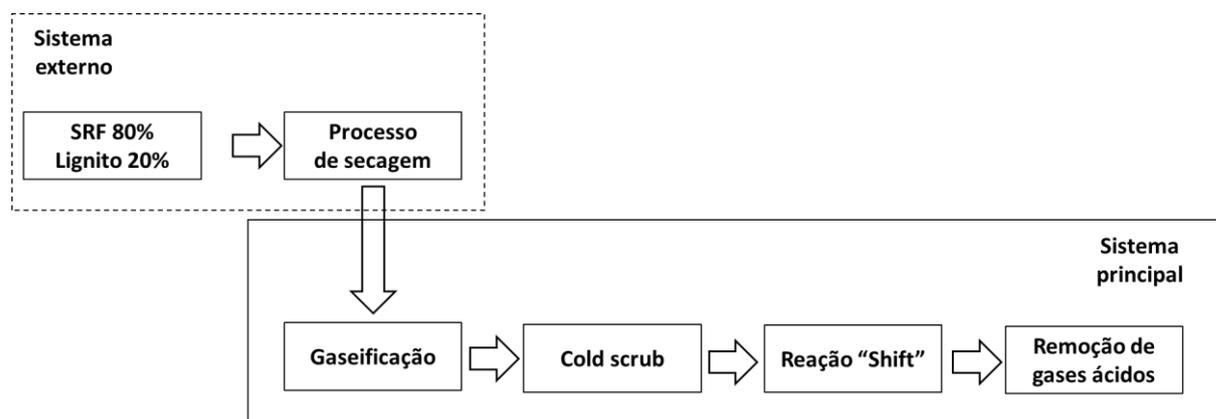


Figura 4.6 - Diagrama de blocos do sistema de gaseificação do *SRF* com linhito

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

No estudo, a produção de metanol foi baseada na gaseificação de combustíveis sólidos em monóxido de carbono e hidrogênio e, em seguida, na reação para produzir metanol sob pressão usando o processo de síntese de metanol. O sistema de gaseificação *Hig Temperature Winkler (HTW)* foi selecionado para converter o *SRF* e linhito em gás sintético, utilizando oxigênio e vapor como agentes de gaseificação. No entanto, tanto o linhito quanto o *SRF* têm uma temperatura de fusão de cinzas bastante baixa, resultando em graves problemas de formação de bolhas e incrustações durante os processos de combustão ou gaseificação do combustível. A cogaseificação de *SRF* e linhito utilizando a tecnologia de leito fluidizado com temperaturas de

operação abaixo do ponto de fusão das cinzas é uma alternativa atrativa (ROLFE, 2021).

Com o intuito de se obter o inventário com maior participação do CDR, foco deste trabalho, foram considerados os dados do inventário de Rolfe (2021) referentes à concentração de 20% de linhito e 80% de SRF, recalculados para adequação à unidade funcional de 1 tonelada de RSU. Entretanto, conforme demonstrado no item 4.4.2, a quantidade de CDR resultante do processo de separação, processamento e secagem do RSU é de 276 kg. Deste modo, o balanço de massa do processo foi recalculado em proporção a esta quantidade de CDR, conforme mostra a Tabela 4.26. Foi igualmente considerada, para efeito comparativo, por aproximação, que a composição gravimétrica do *SRF* utilizado no inventário de Rolfe (2021) é a mesma do CDR obtido a partir do RSU de Betim. Deste modo, para efeito deste trabalho, onde mencionado *SRF*, entende-se o mesmo que CDR.

Tabela 4.26 - Cálculo do balanço de massa para a quantidade de CDR disponível

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Lignito seco	t	0,069
CDR (SRF)	t	0,276
Entrada total de calor	MW _{térmico}	2,151
Consumo de oxigênio	t	0,138
Consumo de eletricidade	MJ	498,456
Consumo de água	t	0,347
Saída de calor (off gas)	MW _{térmico}	0,587
Produção bruta de metanol	t	0,191
Produção de syngas	t	0,584

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

O processo de secagem do linhito teve igualmente seus valores de entradas, saída e produto recalculados em função da quantidade de 276 kg de CDR, obtendo-se 69 kg de linhito seco ao final do processo, que mesclado ao CDR resulta na mistura de 80% de CDR e 20% de linhito. Este cálculo foi feito levando-se em consideração que a unidade funcional do trabalho de Rolfe (2021) é de 1 tonelada de CDR, conforme Tabela 4.27, abaixo:

Tabela 4.27 - Cálculo das entradas, saídas e produtos do processo de secagem do linhito

Material	Unidade	Quant. p/ 69 kg de lignito seco (276 kg CDR)
Entradas		
Linhito	kg	132,902
Eletricidade	MJ	489,374
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Água	m ³	0,066
Produtos e subprodutos		
Linhito seco	m ³	69,000

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

Conforme descrito no item 2.6, a primeira etapa do processo de conversão dos resíduos em metanol é a gaseificação do CDR. Para a etapa de gaseificação, o inventário de Rolfe (2021) foi calculado para a produção final de 23,03 kg de metanol. Deste modo, os dados de entrada (eletricidade), emissões (cinzas) e produto (*syngas* bruto) foram recalculados proporcionalmente aos valores dos insumos contidos no balanço de massa (Tabela 4.26). A Tabela 4.28, abaixo, apresenta os dados inventariados da primeira rota do processo de gaseificação.

Tabela 4.28 - Cálculo das entradas, saída e produto do processo gaseificação do *SRF* com 20% de linhito

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Lignito seco	kg	69,0
CDR (SRF)	kg	276,0
Eletricidade	MJ	4,6
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Cinzas	kg	43,8
Produtos e subprodutos		
Syngas bruto	kg	658,4

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

O método de lavagem úmida pode ser usado para reduzir partículas e recuperar o calor residual do gás de combustão (FENG *et al.*, 2019). Um purificador úmido (*Cold scrub*) é utilizado por Rolfe (2021) para remover impurezas do *syngas*, como partículas e amônia, juntamente com

quaisquer alcatrões residuais. O cálculo do inventário desta rota do processo é apresentado na tabela abaixo.

Tabela 4.29 - Cálculo das entradas, saída e produto do processo *Cold scrub*

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Syngas bruto	kg	658,395
Água	kg	339,038
Eletricidade	MJ	0,131
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Cinzas	kg	8,765
Água	m ³	0,165
HCl	kg	0,008
Produtos e subprodutos		
Syngas limpo	kg	529,15

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

As próximas etapas do processo condicionam e limpam o gás de síntese para que possa ser sintetizado em metanol. Conforme mencionado no item 2.6.1, aumentar a concentração de hidrogênio no *syngas* limpo é vantajoso para o produto final, visto que o hidrogênio tem maior poder calorífico que o monóxido de carbono. Deste modo, a reação de deslocamento água-gás (Reação "*Shift*") é utilizada para aumentar a razão de hidrogênio sobre o monóxido de carbono e seu inventário é calculado na Tabela 4.30, abaixo.

Tabela 4.30 - Cálculo das entradas, saída e produto da reação de deslocamento água-gás (Reação "*Shift*")

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Syngas limpo	kg	529,15
Eletricidade	MJ	0,07
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Água	m ³	0,08
Produtos e subprodutos		
Syngas (<i>shift</i>)	kg	582,90

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

Além do alcatrão, partículas e amônia mencionados nos parágrafos acima, outras impurezas estão presentes no gás produzido pelo gaseificador. Dentre estas impurezas incluem-se os gases ácidos inorgânicos, como H₂S e HCl. Conforme mencionado por Chen *et al.* (2021), os gases ácidos devem ser removidos do *syngas* para sua utilização nas etapas subsequentes, como a produção de combustíveis líquidos. O inventário desta etapa de remoção de gases ácidos do *syngas* é representada na tabela abaixo, onde pode-se observar também uma redução na quantidade de gás de síntese ao final do processo, se comparado com a saída da etapa anterior (Reação “*Shift*”).

Tabela 4.31 - Cálculo das entradas, saída e produto da etapa de remoção de gases ácidos

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Syngas (shift)	kg	582,90
Metanol	kg	18,61
Eletricidade	MJ	3,20
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Metano	kg	0,08
Monóxido de carbono	kg	0,08
Dióxido de carbono	kg	264,04
Hidrogênio	kg	0,03
Sulfeto de hidrogênio	kg	0,08
Metanol	kg	20,76
Amônia	kg	0,02
Dióxido de nitrogênio	kg	2,89
Produtos e subprodutos		
Syngas p/ prod metanol (H ₂ + CO)	kg	251,645

Fonte: Adaptado de Rolfe (2021)

Pode-se observar uma grande emissão de CO₂ nesta etapa do processo, que poderia ser aproveitado em outro processo químico, conforme mencionado no item 2.6. Entretanto, para este trabalho, o CO₂ gerado é considerado como uma emissão atmosférica, de acordo com inventário utilizado, que não considera nenhum processo auxiliar de aproveitamento deste gás.

Ao fim das etapas acima, são obtidos 251,645 kg de *syngas* para produção de metanol a partir do processamento de 276 kg de CDR. Este *syngas* gerado é considerado com insumo de entrada no inventário do processo seguinte, que é sua conversão em metanol.

4.4.2.2 Conversão do *syngas* em metanol

O inventário da reação catalítica do gás de síntese para sua conversão em metanol foi obtido a partir do trabalho de Vaswani (2000), onde a modelagem do processo através do software ASPEN PLUS incluiu todas as atividades associadas à operação da instalação industrial, a partir do recebimento do *syngas* como insumo de entrada. Os ICVs do vapor e da eletricidade utilizados no processo foram avaliados pelo autor separadamente em planilhas, cujos resultados foram então importados para o modelo geral do ICV do processo de produção do metanol.

Para adaptação a este estudo, foram considerados os dados do SimaPro da geração de energia elétrica de diversas fontes, com base no percentual de cada fonte de geração na matriz energética brasileira, reportada no Relatório BEN 2022/2021 da EPE (Tabela 4.32).

Tabela 4.32 - Matriz energética brasileira de 2021

Fonte de geração	Participação
Carvão e derivados	3,4%
Hidráulica	53,4%
Biomassa	8,2%
Eólica	10,6%
Solar	2,5%
Gás natural	12,8%
Derivados de petróleo	3,5%
Nuclear	2,2%
Importação	3,4%
Total	100,0%

Fonte: Adaptado de Relatório BEN 2022/2021, EPE

Vaswani (2000) assumiu que as emissões associadas à construção da planta de produção de metanol não foram significativas e, portanto, não as considerou no ICV. A energia recuperada da oxidação térmica dos gases de purga do sistema foi assumida como na forma de calor, que contribui com a geração de vapor na caldeira. As emissões evitadas dessa geração de vapor foram subtraídas das emissões totais no cálculo do inventário global do processo de conversão do *syngas* em metanol.

O ICV do metanol produzido no processo é uma função da composição do gás de síntese, temperatura e pressão. É também uma função da pressão do reator, velocidade espacial do gás

no reator e da taxa de alimentação de matéria prima (VASWANI, 2000). Deste modo, considera-se, como uma aproximação, que a composição do gás de síntese utilizado no inventário da produção do metanol é a mesma composição do *syngas* obtido no inventário apresentado no item anterior, referente à conversão do CDR em *syngas*.

Os resultados produzidos pelo modelo que são de interesse para o desenvolvimento do ICV do metanol são: vapor gerado no reator de metanol, vapor consumido na seção de destilação de metanol, energia elétrica consumida pelo compressor de gás de reciclagem, gases de purga produzidos a partir do processo (que são então queimados para gerar vapor em uma caldeira) e a quantidade de metanol produzida. As informações sobre emissões fugitivas e outros resíduos, que não puderam ser modelados por Vaswani (2000) no ASPEN PLUS, são derivadas do volume de informações ambientais sobre o processo (*Air Products and Chemicals, Inc.*, 1996).

Tabela 4.33 - ICV com entradas e saídas da síntese de metanol com *syngas*

Material	Unidade	Quantidade p/ 190,7 kg de metanol
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Syngas p/ prod metanol (H ₂ + CO)	kg	251,64
Energia elétrica para produção de metanol	MJ	10,95
Energia elétrica p/ tratamento da água	kWh	5,08
Vapor (164oC, 100psia)	kg	150,50
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões		
CO	kg	0,0048
Metanol (COV)	kg	0,0124
Outros COVs	kg	0,0043
CO ₂	kg	5,0718
Resíduos sólidos	kg	0,7055
Produtos		
Metanol (83oC, 30psia)	kg	190,67
Subprodutos		
Água (126oC, 33psia)	kg	5,37
Vapor (228oC, 387,7psia)	kg	133,71
Vapor (164oC, 100psia)	kg	38,37

Fonte: Adaptado de Vaswani (2000)

Os parâmetros do ICV considerados incluem emissões gasosas e líquidas, bem como a geração de resíduos. Embora assumam-se que não há lançamentos de água ou produção de resíduos sólidos no processo LPMEOH (*Liquid Phase Methanol*), esses parâmetros estão incluídos no inventário porque tais emissões estão associadas ao ICV da energia elétrica e do vapor.

O rendimento da etapa de síntese de metanol com *syngas* obtido através do inventário de Vaswani (2000) foi de 70%, similar ao obtido por Rolfe (2021), de 76%.

Ao final do processo são obtidos 190,7 kg de metanol por tonelada de RSU, o equivalente energético a 3.802,558 MJ, considerando-se o PCI do metanol igual a 19,94 MJ/kg (CAMARGO, 2007).

4.4.3 Geração de eletricidade com metanol

Relembrando o objetivo deste trabalho, de comparar os impactos ambientais das três alternativas de destinação do RSU, é necessário que as fronteiras do sistema sejam similares entre elas. Para permitir a comparação levando em consideração as entradas, as emissões e as saídas de cada Cenário, optou-se por destinar o metanol produzido no Cenário 3 para a geração de eletricidade, similarmente à saída dos Cenários 1 e 2. Para isto, a rota final do Cenário 3 consiste na queima do metanol em um motor a combustão interna conectado a um gerador elétrico (grupo motogerador - GMG).

Os dados de rendimento (41%) e emissões do motor para o ar foram obtidos de Brynolf *et al.* (2014), tendo como base os valores relacionados à unidade de quantidade de energia do combustível de entrada (g/MJ de metanol) na combustão do metanol em motor de grande porte e baixa rotação (uso naval). O rendimento do gerador elétrico (89,7%) foi obtido do catálogo do fabricante (Alternador síncrono WEG, modelo 251AI27, com potência de 140 kVA a 75% de carga). As entradas, emissões e saídas estão listadas na tabela abaixo.

Tabela 4.34 – Entradas, emissões e saídas da rota de conversão do metanol em energia elétrica através de GMG

Material	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
Entradas (energia, matérias primas e recursos naturais)		
Metanol (produzido por CDR)	kg	190,70
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões para o ar		
CO ₂ (fóssil)	kg	131,19
CO ₂ (orgânico)	kg	131,19
NO _x	kg	1,0647
PM ₁₀	kg	0,0164
Energia		
Eletricidade	MJ	1.398,467
Produtos evitados		
Metanol (de origem fóssil)	kg	190,70

Fonte: Emissões para o ar de Brynolf *et al.* (2014)

A combustão de metanol puro em motores não gera emissões de óxido de nitrogênio (NO_x) e de óxido de enxofre (SO_x) e produz emissões muito baixas de material particulado (PM) e dióxido de carbono (CO₂) em comparação com a combustão da gasolina ou do diesel (EIBIP, 2019).

Um aspecto importante a ser observado se refere à origem do CO₂ emitido para a atmosfera na combustão do metanol, pois está ligado diretamente à origem do combustível utilizado. No caso do metanol sintetizado a partir do gás natural, por exemplo, considera-se que o CO₂ emitido é de origem fóssil, contribuindo com o efeito estufa, o que não ocorre no caso do metanol obtido a partir de biomassa, onde o carbono contido é de origem renovável e não contribui com acréscimo de carbono na atmosfera. Para o metanol gerado a partir do *syngas* derivado do CDR, entretanto, esta definição não é tão clara devido à diversidade de materiais que compõem o CDR. Para os materiais plásticos, pneus, isopor, etc, por exemplo, pode-se considerar o carbono como de origem fóssil, porém para papéis, papelão e tecidos, a origem do carbono é predominantemente orgânica.

Para definição da origem do carbono contido no metanol produzido pelo *syngas* derivado do CDR, considerou-se a proporção em massa de material de origem orgânica e fóssil, conforme a composição gravimétrica do RSU contida na Tabela 3.1. Como a proporção em massa entre os materiais das duas origens é praticamente igual, assumiu-se que 50% do carbono emitido pela queima do metanol é de origem fóssil e 50% é de origem orgânica, a despeito da quantidade

real de carbono fóssil ou renovável contida em cada material.

Corbett (2018), menciona em seu trabalho vantagens, do ponto de vista de GEE, do inventário de produção ao uso de metanol de origem de gás de aterro sobre o metanol de origem fóssil (gás natural). O relatório sobre o uso de metanol no setor naval da IMO (*International Maritime Organization*), de 2016, apontou que a avaliação ambiental do metanol usado como combustível para navios mostra que, para uma perspectiva de ciclo de vida, o metanol produzido com gás natural tem emissões de GEE mais elevadas do que os combustíveis convencionais (óleos combustíveis pesados). No entanto, o metanol produzido da biomassa tem potencial de reduzir significativamente as emissões, desde que a eletricidade utilizada em seu processo de produção seja de fonte relativamente sustentável. As emissões de NO_x do ciclo de vida do metanol são aproximadamente 45% das emissões de combustíveis convencionais, por unidade de energia, e as emissões de SO_x do ciclo de vida do metanol são aproximadamente 8% daquelas de combustíveis convencionais, por unidade de energia. No caso de NO_x e SO_x, as reduções de emissões são devidas ao fato de que o metanol resulta em emissões mais baixas, ou nulas, durante a fase de combustão.

Cabe frisar, entretanto, um ponto negativo desta rota, referente ao baixo rendimento global do grupo motogerador na conversão da energia do metanol em eletricidade. A quantidade de metanol de entrada no processo (190,7 kg) contém poder calorífico equivalente a 3.802,56 MJ, porém a saída de energia elétrica equivale a apenas 1.398,467 MJ. Ou seja, a eletricidade gerada representa apenas 37% da energia contida no combustível, O restante é perdido principalmente na forma de calor e energia mecânica no motor a combustão interna do GMG.

Por fim, como mencionado no item 4.4.3, com a utilização do CDR há um benefício ambiental devido aos impactos evitados da produção de metanol com gás natural. Este benefício é computado no inventário do Cenário 3, tendo como um de seus produtos de saída o custo evitado de produção e consumo da mesma quantidade (190,7 kg) de metanol de origem fóssil.

5 RESULTADOS DA AICV E DISCUSSÕES

Após o levantamento dos Inventários de Ciclo de Vida (ICVs) de cada cenário, conforme detalhado no capítulo anterior, os dados que representam aspectos ambientais precisam ser transformados em impactos ambientais quantificáveis.

De acordo com a ABNT NBR ISO 14044:2014 (ABNT, 2014), a fase da AICV deve incluir obrigatoriamente as seguintes atividades:

- 1) **Seleção:** Selecionar das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- 2) **Classificação:** Correlacionar os resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas. Cada fluxo elementar do ICV é associado a uma ou mais categorias de impacto ambiental. A emissão de CO₂, por exemplo, é atribuída à categoria de mudanças climáticas;
- 3) **Caracterização:** Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria. Para cada fluxo elementar é atribuído um valor referente ao seu potencial de dano ambiental na categoria de impacto selecionada anteriormente. Para mudanças climáticas, por exemplo, o CO₂ tem um potencial de 1 kg CO₂ eq, enquanto o CH₄ tem potencial de 27,2 kg de CO₂ eq. Ao final da Caracterização é possível obter os resultados totais em indicadores específicos de cada categoria de impacto.

De acordo com a ABNT NBR ISO 14044:2014 (ABNT, 2014), a seleção de categorias de impacto de uma ACV deve levar em consideração as questões ambientais relacionadas aos sistemas em avaliação. Para a AICV deste trabalho, foram selecionadas as categorias de impacto listadas abaixo, com respectivos motivos de escolha:

Depleção de Recursos Abióticos: avaliar o consumo evitado de recursos naturais abióticos, como combustíveis e minerais. A geração de eletricidade nos Cenários proporciona custos ambientais evitados com outros meios de geração desta eletricidade.

Potencial de Aquecimento Global (GWP): avaliar a contribuição de cada Cenário para o aquecimento global, devido às suas emissões de CO₂ equivalente e também pelo impacto ambiental evitado com a geração de eletricidade. Por ser um tema de grande relevância no momento, e pelas conhecidas emissões não controladas do aterro sanitário, esta categoria se torna uma das mais importantes deste trabalho.

Depleção da Camada de Ozônio (ODP): avaliar a liberação de emissões de produtos prejudiciais à camada de ozônio em cada cenário e o impacto evitado com a geração de eletricidade.

Toxicidade Humana: fortemente relacionada com as emissões atmosféricas e para a água e o solo, esta categoria foi selecionada principalmente pelas emissões do aterro e da incineração. As emissões de dioxinas do aterro, a contaminação da água e do solo pelo vazamento de chorume e as emissões atmosféricas da incineração são temas polêmicos, que requerem investigação.

Acidificação: considerando-se o alto teor de enxofre e de outros componentes no RSU, esta categoria foi selecionada para se avaliar as emissões atmosféricas de substâncias causadoras de chuva ácida.

Eutrofização: comparar as emissões para a água e o solo do aterro, conhecidamente altas, com as dos demais cenários.

A Caracterização foi realizada através do método CML IA baseline, com a utilização do software SimaPro, obtendo-se os impactos ambientais de cada cenário nas categorias deste método, destacadas na tabela abaixo.

Tabela 5.1 – Impactos ambientais calculados para cada cenário

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (C/ eletricidade)	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (C/ eletricidade)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (C/ eletricidade)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (S/ eletricidade)
Depleção de Recursos Abióticos	kg Sb eq	-3,91E-05	2,38E-04	-9,36E-04	-8,38E-04
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	348,61	415,77	80,60	18,79
Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	-1,91E-06	-2,19E-06	-4,70E-05	-4,18E-05
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	460,40	12,70	-8,35	6,44
Acidificação	kg SO ₂ eq	12,44	0,39	1,26	1,10
Eutrofização	kg PO ₄ --- eq	4,81	0,09	1,34	1,28

Com base nos resultados das categorias de impacto ambiental destacadas para este trabalho (Depleção de Recursos Abióticos, Potencial de Aquecimento Global (GWP100a), Depleção da Camada de Ozônio (ODP), Toxicidade Humana, Acidificação e Eutrofização), conforme Tabela 5.1, pode ser observada a vantagem, do ponto de vista ambiental, da síntese de metanol com RSU (Cenário 3) em relação à sua destinação ao aterro sanitário (Cenário 1) e sua incineração (Cenário 2).

A produção de metanol se mostrou a melhor opção sobre o aterro em todas as categorias de impacto selecionadas, sendo também melhor que a opção de incineração em quatro das seis categorias, incluindo a categoria de Potencial de Aquecimento Global.

A categoria de impacto de Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis) não foi selecionada porque a produção de combustíveis não é o objeto de todos os cenários, apenas do Cenário 3. Entretanto, seus impactos foram calculados e incluídos na Tabela 5.1 para evidenciar a vantagem do Cenário 3 devido ao custo ambiental evitado da produção e consumo de metanol de origem fóssil.

Os impactos do Cenário 3 sem a geração de eletricidade com o metanol também foram levantados, para efeito comparativo, observando-se uma redução significativa (76,7%) no impacto GWP, devido principalmente às emissões evitadas de CO₂ fóssil no GMG (vide item 4.4.3).

Com o intuito de se avaliar a influência da reciclagem de materiais nos cenários com geração de eletricidade, foi simulado o impacto da retirada da reciclagem do Cenário 3 e da inclusão da reciclagem nos Cenários 1 e 2. A utilização da reciclagem reduziu todos os impactos nos

Cenários 1 e 2 e aumentou os impactos do Cenário 3. Entretanto, o Cenário 3 continuou apresentando os melhores resultados nas categorias de Depleção de Recursos Abióticos, Potencial de Aquecimento Global (GWP100a) e Depleção da Camada de Ozônio (ODP). O Cenário 2 passou a ser a melhor opção na categoria de impacto de Toxicidade Humana e manteve-se com os menores impactos, porém reduzidos, nas categorias de Acidificação e Eutrofização, conforme Tabela 5.1a.

Tabela 5.1a – Influência da reciclagem nos impactos ambientais de cada cenário

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (C/ eletricidade S/ reciclagem)	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (C/ eletricidade C/ reciclagem)	VAR. (%)	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (C/ eletricidade S/ reciclagem)	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (C/ eletricidade C/ reciclagem)	VAR. (%)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (C/ eletricidade S/ reciclagem)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (C/ eletricidade C/ reciclagem)	VAR. (%)
Depleção de Recursos Abióticos	kg Sb eq	-3,91E-05	-4,39E-04	-1021%	2,38E-04	-1,54E-04	-139%	-5,44E-04	-9,36E-04	-72%
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	348,61	264,30	-24%	415,77	310,91	-25%	185,46	80,60	-57%
Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	-1,91E-06	-1,02E-05	-431%	-2,19E-06	-1,00E-05	-358%	-3,91E-05	-4,70E-05	-20%
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	460,40	428,16	-7%	12,70	-18,72	-247%	23,07	-8,35	-127%
Acidificação	kg SO ₂ eq	12,44	11,97	-4%	0,39	-0,09	-124%	1,74	1,26	-28%
Eutrofização	kg PO ₄ --- eq	4,81	4,70	-2%	0,09	-0,02	-127%	1,45	1,34	-8%
VARIACÃO A PARTIR DO CASO BASE										

Para auxiliar a interpretação dos resultados referentes a cada cenário, foram também tabelados os respectivos balanços de energia, conforme Tabelas 5.2 a, b e c, abaixo. Os dados destas tabelas são utilizados na avaliação dos impactos de cada cenário, conforme detalhado nos itens seguintes.

Tabela 5.2a – Balanço de energia elétrica calculada para o Cenário 1

PROCESSO (CONSUMO/GERAÇÃO)	PROCESSO	ENERGIA ELÉTRICA (MJ/t de RSU)
CONSUMO	Instalações do aterro	8,4
	Sucção de biogás	6,3
	TOTAL	14,7
GERAÇÃO	Queima de biogás em MCIs	599,3
	TOTAL	599,3
GERAÇÃO LÍQUIDA		584,6

Tabela 5.2b – Balanço de energia elétrica calculada para o Cenário 2

PROCESSO (CONSUMO/GERAÇÃO)	PROCESSO	ENERGIA ELÉTRICA (MJ/t de RSU)
CONSUMO	Alim. de resíduos e exaustão	432,0
	TOTAL	432,0
GERAÇÃO	Geração c/ incineração do RSU	1.437,0
	TOTAL	1.437,0
GERAÇÃO LÍQUIDA		1.005,0

Tabela 5.2c – Balanço de energia elétrica calculada para o Cenário 3

PROCESSO (CONSUMO/GERAÇÃO)	PROCESSO	ENERGIA ELÉTRICA (MJ/t de RSU)
CONSUMO	Processamento do CDR	69,1
	Secagem do CDR	138,0
	Compostagem	0,1
	Instalações do aterro de inertes	0,8
	Sucção biogás no aterro de inertes	-
	Biodigestor	92,0
	Produção de syngas e metanol	514,5
	TOTAL	814,4
GERAÇÃO	Queima gás biodigestor em MCIs	824,8
	Queima de metanol em MCIs	1.398,5
	TOTAL	2.223,3
GERAÇÃO LÍQUIDA		1.408,9

No Cenário 1 foram computados os consumos de energia elétrica nas instalações do aterro e no sistema de sucção de biogás para queima nos *flares* e MCIs. A geração de energia é derivada da queima do biogás nos MCIs.

O consumo de eletricidade no Cenário 2 ocorre nos sistemas de alimentação de resíduos no incinerador e de exaustão dos gases de descarga. A energia é proveniente do aproveitamento do calor da incineração em uma planta de geração com ciclo *Rankine*.

Para o Cenário 3 foram considerados os consumos de energia nos vários processos que o compõem. Na produção do CDR há consumo de eletricidade para processamento e secagem dos resíduos e na compostagem para as instalações e para manuseio do material compostado. No aterro dos materiais inertes e resíduos não aproveitados foi considerado apenas o consumo nas instalações internas do aterro, visto que os materiais a ele destinados não contribuem com a geração de biogás e, conseqüentemente, não requerem acréscimo de energia para sua sucção.

O consumo interno para operação do biodigestor e o consumo nas diversas etapas da produção e tratamento do *syngas* e na síntese do metanol também foram computados. Não foram computados os gastos de energia para triagem dos resíduos e para reciclagem de materiais, considerados como insignificantes devido à sua baixa representatividade na composição gravimétrica do RSU e à sua parcial compensação com o consumo de energia evitado para fabricação dos materiais que foram reciclados.

Pode-se observar nas tabelas 5.2a a 5.2c a vantagem do Cenário 3 sobre os demais quanto ao montante de energia líquida produzida, figurando 40% acima da geração do Cenário 2, que por sua vez produz 70% mais energia que o Cenário 1. Isto demonstra o baixo aproveitamento energético do RSU no Cenário 1, mesmo considerando-se seu baixo consumo interno de eletricidade. Estes aspectos são detalhados à frente, no item referente à Análise Energética de Ciclo de Vida (AECV).

Assim como a matéria prima, a energia utilizada na produção de um combustível também é tem grande influência na sustentabilidade do combustível. O uso de energia de fontes renováveis é sempre ambientalmente benéfico ao produto final. Chen *et al.* (2019) estimou uma redução de mais de 80% nos impactos ambientais da produção de metanol quando se utiliza energia 100% renovável em substituição da energia predominantemente fóssil da matriz energética chinesa.

5.1 Depleção dos Recursos Abióticos

A Figura 5.1 e a Tabela 5.3, abaixo, mostram os resultados da AICV para a categoria de impacto Depleção de Recursos Abióticos.

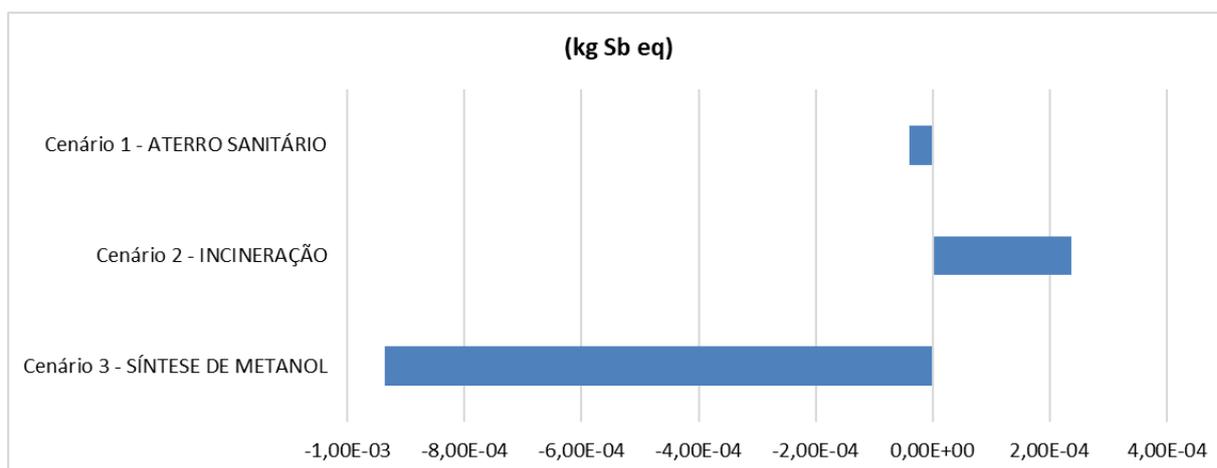


Figura 5.1 - Resultados da AICV para a categoria de Depleção de Recursos Abióticos

Tabela 5.3 - Resultados da AICV para a categoria de Depleção de Recursos Abióticos

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
Depleção de Recursos Abióticos	kg Sb eq	-3,91E-05	2,38E-04	-9,36E-04

Todos os cenários apresentaram valores muito baixos nesta categoria, tendo os Cenários 1 e 3 apresentado valores negativos, indicando impactos positivos ao meio ambiente.

Apesar dos valores dos impactos serem muito baixos, da ordem de 10^{-4} kg Sb eq, é possível inferir razoavelmente sobre os elementos que os geraram. No caso dos Cenários 1 e 3, os resultados negativos sinalizam o consumo evitado de recursos naturais para geração de energia elétrica e produção de combustível (metanol), respectivamente.

Para o Cenário 3, o custo evitado de consumo de gás natural, substituído pelo uso do CDR, e o consumo evitado de materiais com a reciclagem também são fatores de importante influência no resultado.

Já com relação ao Cenário 2, apesar da grande geração de energia elétrica, houve consumo de

insumos para filtragem dos gases de descarga, o que acabou afetando sensivelmente o impacto ambiental de depleção de recursos.

5.2 Potencial de Aquecimento Global (GWP)

A Figura 5.2 e a Tabela 5.4, abaixo, mostram os resultados da AICV para a categoria de impacto Potencial de Aquecimento Global.

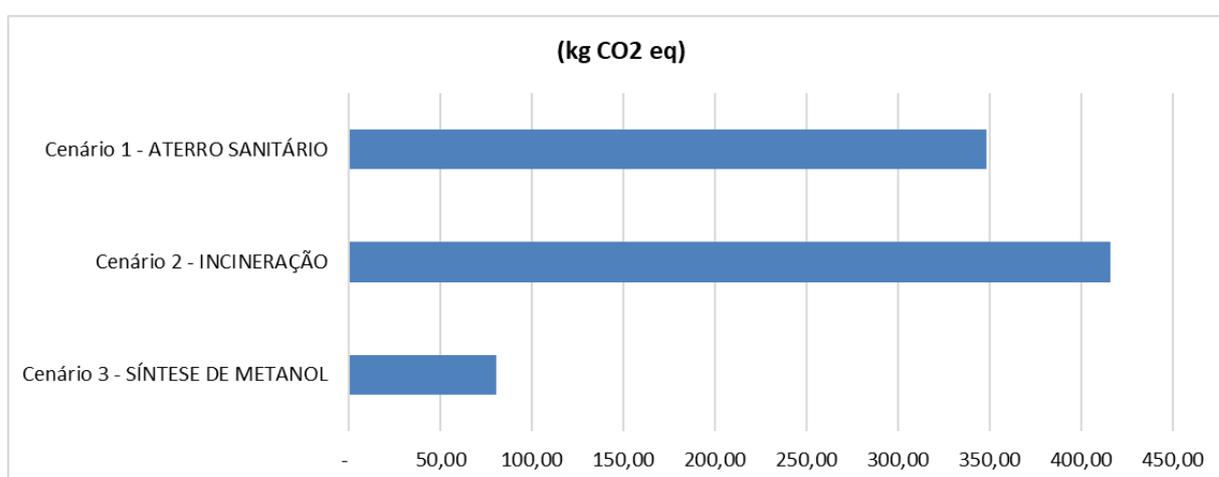


Figura 5.2 - Resultados da AICV para a categoria de Potencial de Aquecimento Global.

Tabela 5.4 - Resultados da AICV para a categoria de Potencial de Aquecimento Global.

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	348,61	415,77	80,60

O desempenho do Cenário 3 nesta categoria de impacto se apresenta muito melhor do que os demais. O impacto GWP da geração de eletricidade a partir do metanol produzido com RSU é 77% menor que o impacto gerado pelo aterro sanitário e 81% menor que o impacto da incineração.

Os elementos de maior contribuição para o aquecimento global, contidos nos inventários levantados, são o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂). Considera-se que o impacto de aquecimento global do metano de origem não fóssil é 27,2 vezes maior que o impacto do CO₂

em um cenário de 100 anos (IPCC AR6, 2021).

A Tabela 5.5, abaixo, apresenta as emissões de metano e CO₂ de cada Cenário, comparando-as com o respectivo potencial de aquecimento global e geração líquida de energia. A terceira linha da tabela se refere à emissão total equivalente de CO₂, considerando-se a soma do CO₂ emitido com o total de metano multiplicado por 27,2, para permitir a comparação entre os Cenários no aspecto de emissões de gases de efeito estufa. Na última linha constam os valores do índice comparativo (Energia/GWP), onde o maior valor do índice indica o melhor desempenho ambiental da rota de processo, ou seja, maior eficiência na relação de produção de energia por impacto de aquecimento global.

Tabela 5.5 – Emissões totais de metano e CO₂ dos inventários de cada cenário

EMIÇÃO / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
EMIÇÃO DE METANO	(kg/t RSU)	13,4	0,0	0,1
EMIÇÃO DE CO ₂	(kg/t RSU)	9,7	452,0	269,1
EMIÇÃO EQUIVALENTE DE CO ₂	(kg/t RSU)	374,2	452,0	272,3
POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL (GWP100a)	kg CO ₂ eq	348,6	415,8	80,6
GERAÇÃO LÍQUIDA DE ENERGIA	(MJ/t RSU)	584,6	1.005,0	1.408,9
GERAÇÃO DE ENERGIA / GWP (CO ₂ eq)	(MJ/kg CO ₂ eq)	1,68	2,42	17,48

Analisando-se os dados do Gráfico 2 conjuntamente com a Tabela 5.5, pode ser observada uma correlação direta entre o impacto potencial de aquecimento global e a emissão equivalente de CO₂ em todos os cenários. Esta relação é atenuada individualmente em cada cenário pela quantidade de energia elétrica gerada, pois compensa parte dos impactos ambientais da geração de eletricidade a partir de outras fontes, inclusive o potencial de aquecimento global.

Para efeito comparativo, foi também realizada a simulação do Cenário 2 considerando-se as emissões de 397 kg de CO₂ fóssil, conforme dados da Tabela 4.9 (LEME, 2010), em substituição às emissões de CO₂ de Jeswani (2016). Obteve-se a redução do impacto GWP de 415,8 kg CO₂ eq para 360,8 kg CO₂ eq, permanecendo, entretanto, levemente acima do impacto do Cenário 1 (348,6 kg CO₂ eq).

Com base nos dados de emissões equivalentes de CO₂, ou do potencial de aquecimento global, e nos valores de geração de energia, é possível realizar também uma comparação entre os cenários do ponto de vista de eficiência de geração frente ao impacto ambiental.

Como exemplo, pode-se mencionar a relação entre os dados dos Cenário 1 e 2. A emissão do CO₂ equivalente do Cenário 2 é 20% maior que a do Cenário 1, assim como seu potencial GWP, indicando uma desvantagem do Cenário 2 do ponto de vista ambiental. Entretanto, a geração de energia do Cenário 2 é 71% maior, resultando em um índice de energia/GWP 44% maior neste Cenário, e tornando-o mais atraente ambientalmente que o Cenário 1, pois sua proporção de geração de energia em relação ao impacto ambiental é maior.

O menor impacto de aquecimento global se refere ao Cenário 3 e, associado à sua elevada taxa de geração de energia em comparação com os demais, reflete em um alto índice de aproveitamento energético do RSU neste processo em relação ao impacto de aquecimento global causado. A síntese de metanol com CDR proporcionou também a redução absoluta das emissões de gases de efeito estufa (GEE) de 40% em relação à incineração e de 27% em relação às emissões do aterro sanitário.

Kajaste-Rudnitskaja *et al.* (2018) encontrou emissões GWP próximas a -1 para o ICV de produção do metanol com biomassa. Resultados similares foram obtidos por Leme *et al.* (2014) ao comparar a destinação da mesma amostra de RSU para o aterro sanitário ao processo de incineração, ambos com geração de eletricidade, concluindo que a incineração é a melhor solução do ponto de vista ambiental e de geração de eletricidade.

Corbett (2018) avaliou a ACV de diversas rotas de produção de metanol para uso em navios e concluiu que para gases de efeito estufa, o metanol se compara favoravelmente ao combustível convencional e ao gás natural liquefeito apenas quando for utilizada matéria-prima renovável, como resíduos florestais e gás de aterro, em sua fabricação.

5.3 Depleção da Camada de Ozônio (ODP)

A Figura 5.3 e a Tabela 5.6, abaixo, mostram os resultados da AICV para a categoria de impacto Depleção da Camada de Ozônio.

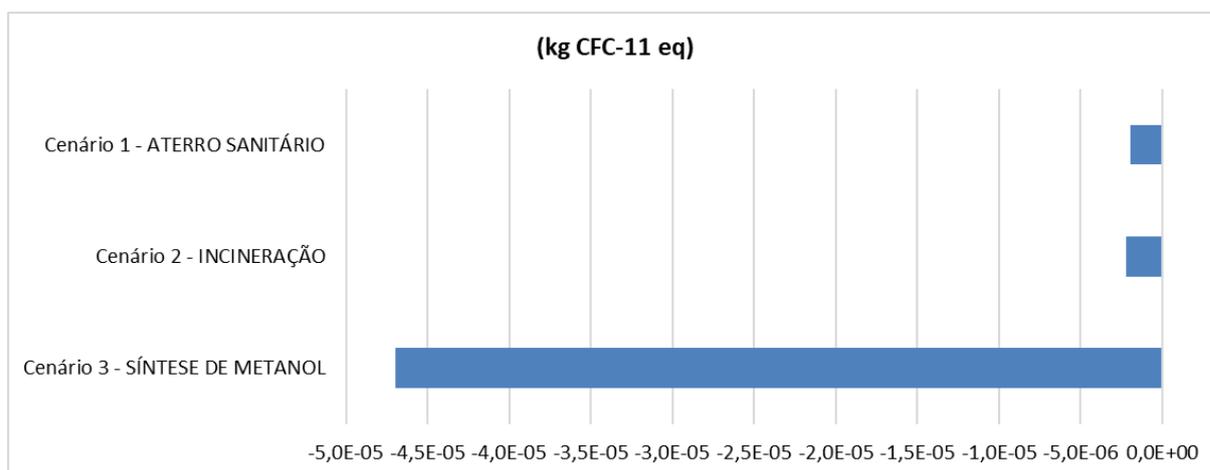


Figura 5.3 - Resultados da AICV para a categoria Depleção da Camada de Ozônio

Tabela 5.6 - Resultados da AICV para a categoria Depleção da Camada de Ozônio.

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	-1,91E-06	-2,19E-06	-4,70E-05

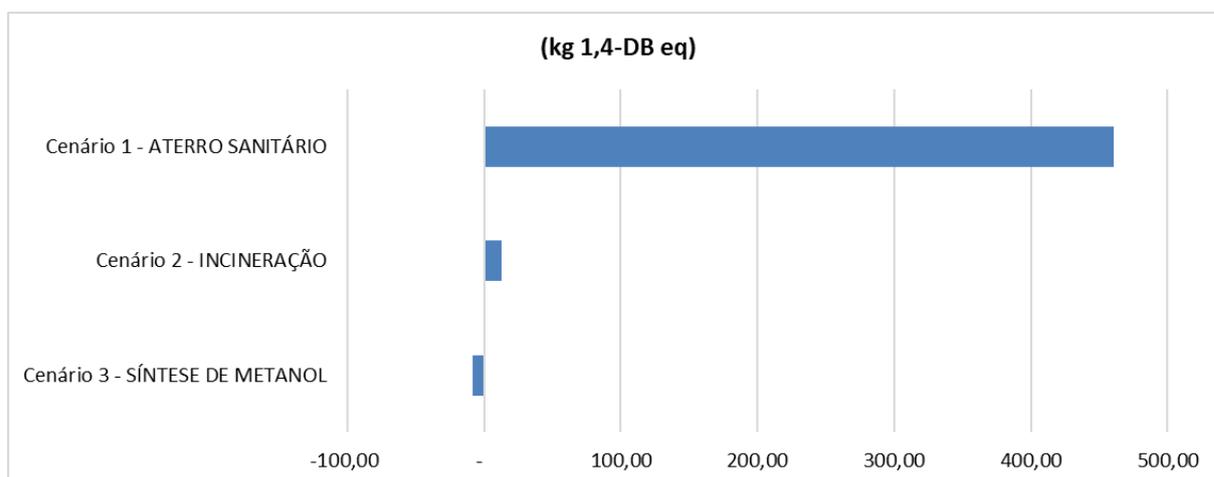
Os principais produtos químicos que atacam a Camada de Ozônio na atmosfera são o halon, tetracloreto de carbono (CTC), hidroclorofluorcarbono (HCFC), clorofluorcarbono (CFC) e brometo de metila. Estas substâncias são controladas pelo Protocolo de Montreal, de 1989, e são denominadas Substâncias Destruidoras da Camada de Ozônio - SDOs. Entretanto, a lista de substâncias danosas inclui também os óxidos nítricos e nitrosos expelidos pelos motores a combustão e o CO₂ produzido pela queima de combustíveis fósseis, como o carvão e o petróleo.

Para o indicador de impacto na camada de ozônio, os resultados de todos os Cenários se apresentaram muito baixos e negativos, indicando um pequeno benefício ambiental das rotas tecnológicas. Destaca-se o Cenário 3, com maior impacto positivo que os Cenários 1 e 2. Este baixo impacto em parte é justificado pela produção de energia em todos os Cenários, gerando créditos ambientais ao se evitar a produção e o consumo de combustíveis de origem fóssil.

Dentre os fatores que contribuem para este panorama está também a diminuição do uso dos produtos prejudiciais nas últimas três décadas, após o maior controle dos governos e entidades científicas e ambientais, embora nos aterros sanitários ainda haja emissão de CFC, oriundo da decomposição produtos aterrados a mais tempo (HODSON *et al.*, 2009 *apud* LEME, 2010), o que contribui para minimizar o impacto no Cenário 1.

5.4 Toxicidade Humana

A Figura 5.4 e a Tabela 5.7, abaixo, mostram os resultados da AICV para a categoria de impacto Toxicidade Humana.



A Figura 5.4 - Resultados da AICV para a categoria Toxicidade Humana

Tabela 5.7 - Resultados da AICV para a categoria Toxicidade Humana

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	460,40	12,70	-8,35

O maior impacto na categoria de Toxicidade Humana foi observado no Cenário 1, onde há a destinação total dos resíduos ao aterro sanitário.

Observou-se grande influência neste impacto pelas emissões controladas do aterro para a atmosfera (vide Item 4.2.3), principalmente devido à presença de dioxinas. Outra fonte de

impacto se refere às emissões para o solo e água pelo vazamento de lixiviados contendo diversas substâncias tóxicas, como bário, amônia e cianeto.

Os créditos referentes à geração de energia influenciaram na redução dos impactos dos Cenários 2 e 3 em relação ao Cenário 1, pois a geração de energia com a incineração e com a produção de metanol é superior à geração de energia com a parcela capturada do biogás no Cenário 1.

No Cenário 2, o controle das emissões por sistemas de filtros, e a posterior destinação correta do material filtrado, tem grande influência nos níveis de impacto de toxicidade humana desta rota. Os avanços tecnológicos atuais em controle ambiental de emissões estão computados no inventário de emissões atmosféricas deste cenário, visto que foram utilizados dados de fontes relativamente recentes (JESWANI, 2016).

5.5 Acidificação

A Figura 5.5 e a Tabela 5.8, abaixo, mostram os resultados da AICV para a categoria de impacto Acidificação.

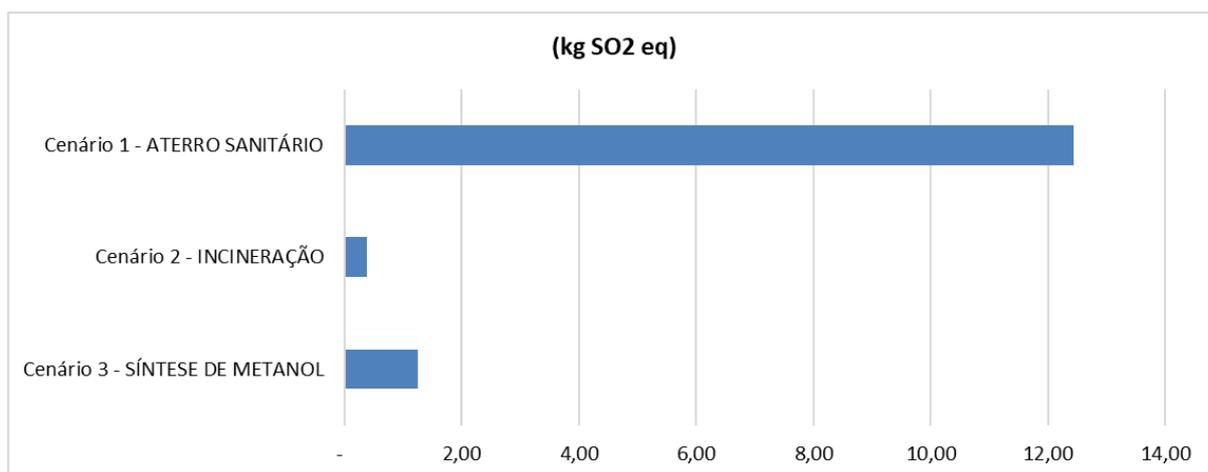


Figura 5.5 - Resultados da AICV para a categoria Acidificação

Tabela 5.8 - Resultados da AICV para a categoria Acidificação

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
Acidificação	kg SO ₂ eq	12,44	0,39	1,26

As emissões atmosféricas de óxidos de enxofre (SO_x) e de nitrogênio (NO_x) e de compostos orgânicos voláteis (COVs) levam à formação de ácido sulfúrico (H₂SO₄), ácido nítrico (HNO₃), ozônio (O₃) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂) na atmosfera. Estas substâncias causam a acidificação das precipitações, no fenômeno denominado chuva ácida, que causa danos ao meio ambiente, aos seres vivos e a diversos tipos de materiais.

O maior potencial de Acidificação foi apresentado pelo Cenário 1, devido principalmente à emissão de dióxido de enxofre (SO₂) nas emissões controladas do aterro sanitário, pois o gás emitido possui alto teor de compostos com enxofre.

No Cenário 2, o impacto é decorrente da formação de SO₂ e NO_x nas reações da incineração do RSU, porém parte destes componentes é retida pelo sistema de filtros, minimizando significativamente o impacto ambiental.

No Cenário 3, há a emissão de dióxido de nitrogênio (NO₂) no processo de remoção de gases ácidos (*Acid gas removal*) para a formação do *syngas*.

5.6 Eutrofização

A Figura 5.6 e a Tabela 5.9, abaixo, mostram os resultados da AICV para a categoria de impacto Eutrofização.

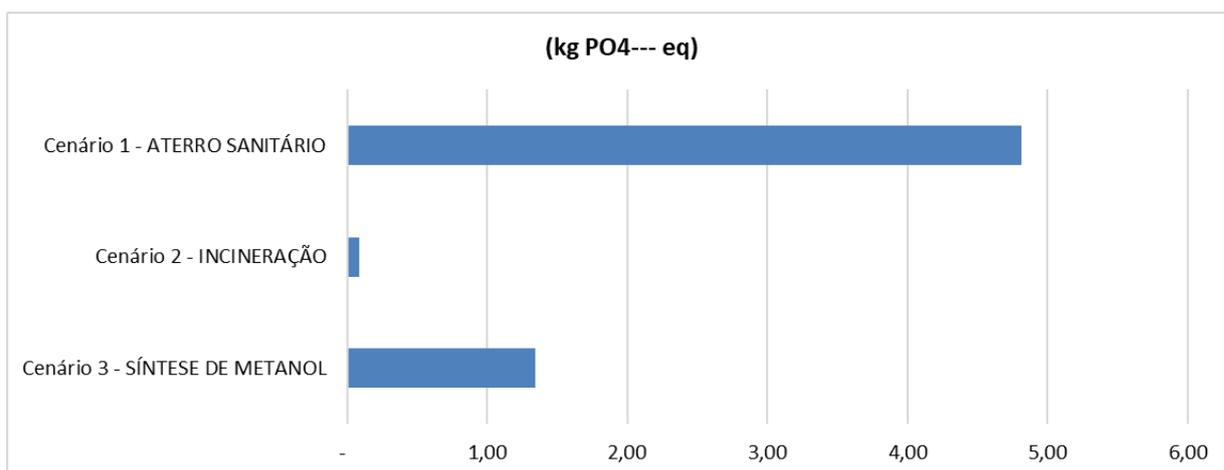


Figura 5.6 - Resultados da AICV para a categoria Eutrofização

Tabela 5.9 - Resultados da AICV para a categoria Eutrofização

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL
Eutrofização	kg PO ₄ --- eq	4,81	0,09	1,34

O potencial de impacto de Eutrofização no Cenário 1 é muito maior que nos demais devido às emissões para a água decorrentes do tratamento e disposição do lixiviado do aterro sanitário.

No Cenário 2, as emissões para a água são resultantes das cinzas destinadas ao aterro, porém se tratando de um material basicamente inerte e com baixíssima composição orgânica. Parte destas emissões é ainda compensada pelos impactos ambientais evitados com a geração de energia elétrica pela incineração.

No Cenário 3, no processo de conversão do CDR em *syngas* há emissão de substâncias para a água e o solo. Na gaseificação do CDR e linhoto há emissão de cinzas para o solo, na etapa *Cold scrub* há emissão de águas residuais e ácido clorídrico (HCl) para a água e cinzas para o solo e na Reação “*Shift*” também ocorre emissão de cinzas para o solo.

5.7 Análise Energética de Ciclo de Vida (AECV)

Em complemento à AICV, a foi realizada também a Análise Energética de Ciclo de Vida (AECV) para levantamento do balanço de energia líquida e cálculo de razão de energia gerada, expressando a eficiência geral e o índice de sustentabilidade da produção de biocombustíveis, ou energia, de cada cenário.

Para permitir esta avaliação, será utilizado o indicador Eficiência Global do Sistema (EGS), conforme proposto por Mayer *et al.* (2020), calculado conforme a equação abaixo:

$$EGS = \frac{(EB + ECP)}{\Sigma ET} \quad (\text{Eq. 22})$$

EB = Energia Contida no Biocombustível

ECP = Energia Contida nos Coprodutos

ET = Entrada Total de Energia (renovável + não renovável)

De modo a permitir a aplicação do indicador de EGS em todos os Cenários, para efeito comparativo, foram feitas algumas considerações:

- a) Como as fronteiras do sistema nos três Cenários têm como produto final a energia elétrica, esta foi considerada como a Energia Contida no Biocombustível (EB). Exclusivamente no Cenário 3, foi também analisado o indicador para o metanol (produto intermediário), considerando a quantidade de energia contida no mesmo (*PCI x massa*);
- b) Para o Cenário 3 considerou-se a energia elétrica gerada no biodigestor com a matéria orgânica do RSU como sendo a Energia Contida nos Coprodutos (ECP);
- c) Para todos os cenários foi considerado como Entrada Total de Energia (ET) a energia elétrica consumida em todas as etapas do processo. Para o Cenário 3, não foi considerada a energia consumida nos processos de triagem, reciclagem e compostagem, apenas a energia para processamento do CDR, geração de *syngas* e síntese de metanol;
- d) Como o Cenário 3 é composto da produção de um biocombustível (biometanol) seguido

de sua combustão para geração em energia elétrica, foi analisado o indicador EGS para os dois produtos (metanol e eletricidade).

Os dados de entrada e resultados do cálculo do indicador EGS estão listados na tabela abaixo.

Tabela 5.10 - Dados de entrada e resultados do cálculo do indicador EGS

PRODUTO / ENTRADA / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL	
BIOCOMBUSTÍVEL/ELETRICIDADE GERADO		ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	METANOL
Energia Contida no Biocombustível / Eletricidade (EB)	(MJ)	599,3	1.437,0	1.398,5	3.802,6
Energia Contida nos Coprodutos (ECP)	(MJ)	-	-	824,8	824,8
Entrada Total de Energia (ET)	(MJ)	14,7	432,0	814,4	814,4
EFICIÊNCIA GLOBAL DO SISTEMA (EGS)	-	40,90	3,33	2,73	5,68

A baixa quantidade de energia necessária para a disposição do RSU no aterro no Cenário 1 contribui para o alto valor do índice EGS neste Cenário. Apesar da geração do Cenário 2 ser maior que o dobro da energia gerada pelo Cenário 1, o indicador EGS é bem menor, devido à maior entrada de energia para preparação do RSU para a incineração.

Observa-se que o Cenário 3, considerando-se a geração de eletricidade como saída, apresenta um indicador EGS próximo ao valor do indicador do Cenário 2 pois, apesar da energia de entrada ser maior, há a geração dos coprodutos, referente à energia gerada no biodigestor/MCI. Considerando-se a energia contida no metanol (biocombustível), o indicador é maior do que no caso da geração de eletricidade, pois grande parte da energia do combustível é perdida no processo de geração de eletricidade no motogerador, em função de sua baixa eficiência (37%).

Mayer *et al.* (2020), em seu trabalho, calculou o indicador EGS para a produção de etanol de cana de açúcar e biodiesel, obtendo como resultado os valores 2,91 e 2,17, respectivamente. Ou seja, valores menores, mas da mesma ordem de grandeza do obtido no Cenário 3 com a produção de metanol (5,68).

Apesar do maior valor do indicador EGS para o Cenário 1, observa-se que sua geração de eletricidade é muito menor do que nos demais. Isto reflete uma falta de sensibilidade do indicador EGS para o aspecto do rendimento do processo. Visto que todos os cenários possuem como entrada o mesmo produto (1 tonelada de RSU), torna-se necessário ponderar a taxa de conversão da energia contida no RSU em energia elétrica líquida de saída de cada cenário. Essa

taxa pode ser obtida somando-se a energia contida no RSU à Entrada Total de Energia no denominador da equação do EGC, criando-se assim um indicador específico. Este indicador foi denominado Eficiência Global de Conversão (EGC), conforme proposto na equação abaixo.

$$EGC = \frac{(EB + ECP)}{(\Sigma ET + ER)} \quad (\text{Eq. 23})$$

EB = Energia Contida no Biocombustível

ECP = Energia Contida nos Coprodutos

ET = Entrada Total de Energia (renovável + não renovável)

ER = Energia Contida no RSU

Os dados de entrada e resultados do cálculo do indicador EGC estão listados na tabela abaixo.

Tabela 5.11 - Dados de entrada e resultados do cálculo do indicador EGC

PRODUTO / ENTRADA / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL	
				ELETRICIDADE	METANOL
BIOCOMBUSTÍVEL/ELETRICIDADE GERADO		ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	METANOL
Energia Contida no Biocombustível / Eletricidade (EB)	(MJ)	599,3	1.437,0	1398,5	3802,6
Energia Contida nos Coprodutos (ECP)	(MJ)	-	-	824,8	824,8
Entrada Total de Energia (ET)	(MJ)	14,7	432,0	814,4	814,4
Energia Contida no RSU (ER)	(MJ)	11.367,6	11.367,6	11.367,6	11.367,6
EFICIÊNCIA GLOBAL DE CONVERSÃO (EGC)	-	0,05	0,12	0,18	0,38

A baixa eficiência na geração de eletricidade (baixo EB) no Cenário 1 fica evidenciada pelo seu baixo valor do indicador EGC, sendo o menor dentre todos os Cenários.

O Cenário 3 possui o indicador de eficiência 50% maior que o indicador do Cenário 2, apesar de ambos possuírem praticamente a mesma geração de energia elétrica (EB) e da maior entrada de energia (ET) no Cenário 3. Isto se deve à geração dos coprodutos (ECP) relacionada à queima dos gases do biodigestor em MCIs no Cenário 3, o que não ocorre no Cenário 2. No Cenário 3 há ainda a geração de vapor, que pode ser aproveitado para complementar a geração de energia, aumentando ainda mais o EGC. Entretanto, os dados desta geração não foram disponibilizados nos inventários e o vapor foi computado no SimaPro como produto evitado.

Apesar do limite das fronteiras do sistema dos três Cenários estar definido na geração de eletricidade, foi incluído na Tabela 5.11 também o cálculo do indicador EGC para a produção do metanol no Cenário 3, para avaliação uma complementar. Pode-se observar que o maior

valor do indicador EGC para este processo é fundamentado pela maior quantidade de energia contida no metanol do que a quantidade de energia elétrica gerada a partir dele, devido às perdas no motogerador (63%).

5.8 Comparação com a produção de metanol fóssil

Conforme descrito no Capítulo 2 (Revisão Bibliográfica), o metanol consumido no mundo é predominantemente produzido a partir de combustíveis fósseis, como carvão e gás natural. Torna-se, portanto, importante realizar a comparação dos resultados deste trabalho com os dados referentes à produção convencional do metanol, de modo a ampliar o horizonte da avaliação dos eventuais benefícios da utilização do CDR na produção do metanol para substituição ao metanol de origem fóssil.

Chen *et al.* (2019), realizaram a AICV de três rotas de produção de metanol na China, utilizando carvão, gás de coqueria (*Coke Oven Gas - COG*) e gás natural. Notavelmente, as três rotas demonstraram causar impacto relevante ao meio ambiente, tendo a eletricidade consumida nos processos como o parâmetro mais sensível, segundo os autores. Em função da matriz energética chinesa ser predominantemente baseada em combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás natural), os autores reavaliaram os impactos para um cenário de produção de energia 100% renovável, obtendo uma redução de 82,2%, 66,5% e 83,5% para as três rotas, respectivamente. Por fim, concluíram que a utilização de energia limpa pode trazer grandes benefícios para o desenvolvimento sustentável na China e em outros países, destacando o grande potencial de mitigação de impactos ambientais em regiões onde a matriz energética é rica em energia renovável, como a América do Sul.

Para permitir a comparação das rotas de produção do metanol com RSU e com gás natural, o inventário descrito em Chen *et al.* (2019) foi inserido no SimaPro, porém substituindo-se a energia elétrica da China pela energia do Brasil - a mesma utilizada no Cenário 3. A Tabela 5.12 e a Figura 5.7, abaixo, apresentam a comparação entre os impactos ambientais segundo os inventários deste trabalho (síntese de metanol com RDF) e o de Chen *et al.* (2019) (síntese com gás natural). Vale ressaltar que os impactos tabelados abaixo se referem à AICV com o limite de fronteira do sistema limitado à produção de metanol, ou seja, sem a geração de energia

elétrica.

Tabela 5.12 - Impactos ambientais calculados para a produção de metanol com RSU e com gás natural com Inventário Chen *et al.* (2019)

Categoria de impacto	Unidade	METANOL RENOVÁVEL - RSU	METANOL FÓSSIL - GN (Chen et al., 2019)
Depleção de Recursos Abióticos	kg Sb eq	-8,38E-04	2,78E-05
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO2 eq	18,79	77,86
Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	-4,18E-05	1,47E-06
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	6,44	4,66
Acidificação	kg SO2 eq	1,10	0,15
Eutrofização	kg PO4--- eq	1,28	0,03

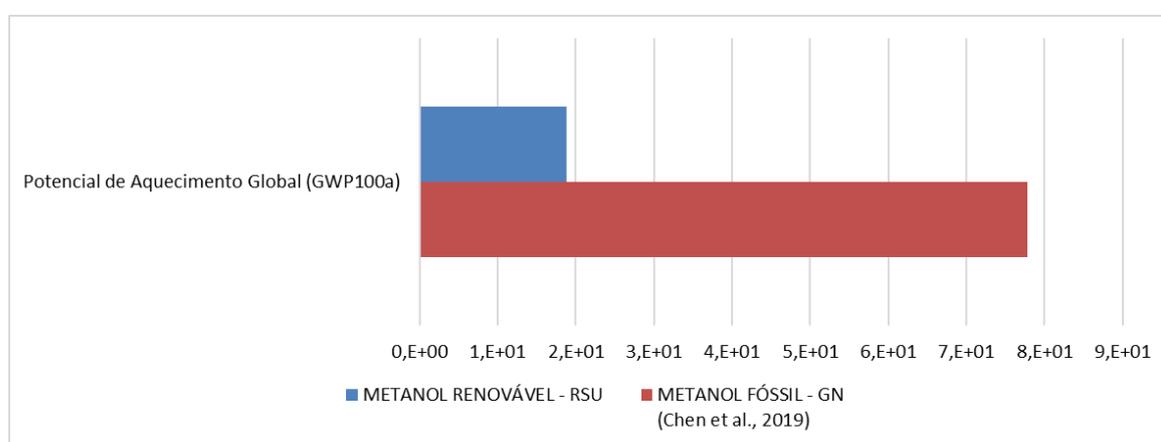


Figura 5.7 - Resultados da AICV para a categoria Potencial de Aquecimento Global para a produção de metanol com RSU e com gás natural com Inventário Chen *et al.* (2019)

Pode-se observar que o impacto de Potencial de Aquecimento Global do inventário do gás natural é mais de 400% maior que o impactos do cenário que utiliza o CDR como matéria prima para a produção de metanol. Os demais indicadores de impacto variaram para cima ou para baixo em proporções diferentes.

As bases de dados do SimaPro possuem inventários próprios do ciclo de vida de diversos produtos, inclusive de metanol de origem fóssil. Como avaliação complementar, a produção de metanol com CDR do Cenário 3 foi também comparada com um inventário da base de dados do SimaPro¹, referente à produção global de metanol de origem fóssil (gás natural), porém substituindo-se as entradas de eletricidade pela energia do Brasil. Os resultados são apresentados na Tabela 5.13 e Figura 5.8, abaixo.

Tabela 5.13 - Impactos ambientais calculados para a produção de metanol com RSU e com gás natural com Inventário do SimaPro

Categoria de impacto	Unidade	METANOL RENOVÁVEL - RSU	METANOL FÓSSIL - GN (SIMAPRO)
Depleção de Recursos Abióticos	kg Sb eq	-8,40E-04	4,99E-04
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO2 eq	18,79	124,74
Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	-4,20E-05	3,63E-05
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	6,44	46,76
Acidificação	kg SO2 eq	1,10	0,44
Eutrofização	kg PO4--- eq	1,28	0,08

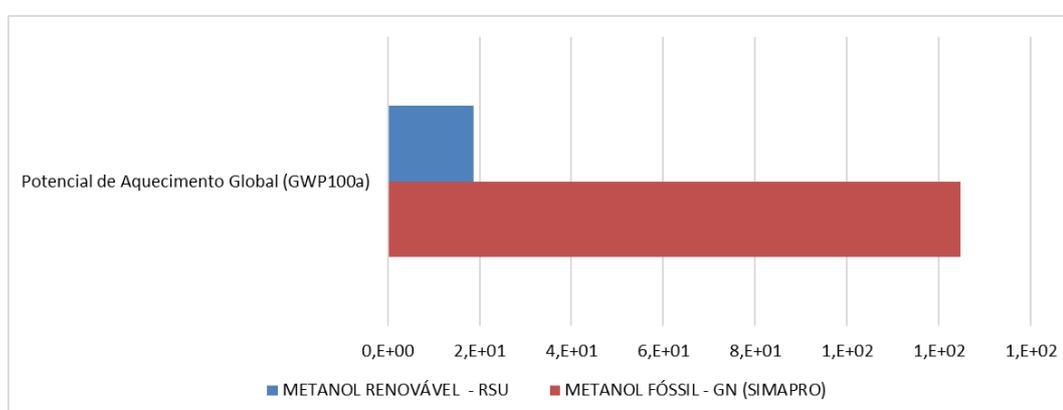


Figura 5.8 - Resultados da AICV para a categoria Potencial de Aquecimento Global para a produção de metanol com RSU e com gás natural com Inventário do SimaPro

Neste caso, observa-se uma discrepância ainda maior (650%) no impacto de Potencial de Aquecimento Global entre o metanol produzido com CDR e o metanol de origem fóssil. Demais impactos tiveram variações diversas por variados motivos implícitos a seus inventários e/ou descritos na AICV acima.

5.9 Análise de Sensibilidade

Segundo Pianosi et al. (2016), o método de Análise de Sensibilidade (AS) investiga como a variação na saída de um modelo numérico pode ser atribuída a variações de seus fatores de entrada e vem sendo cada vez mais usado na modelagem ambiental para uma grande variedade de propósitos, incluindo avaliação de incerteza, calibração de modelo e avaliação de diagnóstico, análise de controle dominante e tomada de decisão.

A AS foi realizada neste trabalho com o intuito de se avaliar a influência da variação na composição gravimétrica do RSU e da eficiência do processo de síntese de metanol nos impactos ambientais de cada cenário e conseqüentemente na opinião sobre a melhor alternativa de destinação dos resíduos do ponto de vista de impacto ambiental.

Soares (2011) observou variação na composição gravimétrica do RSU e, conseqüentemente no PCI, em medições estratificadas pela classe social (A, B e C) das regiões de origem dos resíduos do município carioca de Nova Iguaçu e de amostras da cidade do Rio de Janeiro. As amostras com maior poder calorífico obtiveram o valor máximo de 4.526,67 kcal/kg (Nova Iguaçu / classe B), devido à baixa quantidade de materiais orgânicos (46,7%) e da maior concentração das frações de papel, papelão, plástico, tecidos, isopor e madeira, que contribuem para o aumento do PCI. Dentre as amostras que apresentaram menor poder calorífico, está uma do Rio de Janeiro, com PCI de 2.089,74 kcal/kg, devido à grande quantidade de materiais orgânicos (75,5%) em sua composição.

Para a determinação do fator de variação da composição gravimétrica, foram utilizados dados de variação levantados por Spinola et al. (2019), obtidos através da segregação dos municípios do Estado de São Paulo com base no seu IDH e na disponibilidade dos respectivos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS). Os autores verificaram que, dos 645 municípios do Estado de São Paulo, apenas pouco mais da metade informaram ter elaborado seus planos de gerenciamento de resíduos, e apenas 163 prefeituras disponibilizaram o PMGIRS na internet. Dentre os planos divulgados, verificou-se que somente 78 (12%) continham os dados da composição gravimétrica do RSU.

Os municípios foram divididos em três classes de valores IDH:

Classe 1: IDH de 0,600 a 0,700

Classe 2: IDH de 0,701 a 0,800

Classe 3: IDH de 0,801 a 0,900

Tomando como base os dados de composição gravimétrica dos municípios de cada classe, foram calculadas as médias e desvios padrão da composição de alguns materiais no RSU, conforme Tabela 5.14.

Os autores pontuam que, nos casos em que a distribuição dos dados é assimétrica, o desvio padrão será maior do que a metade da média aritmética. Analisando-se os valores calculados, observa-se que a afirmação é verdadeira para a distribuição dos materiais recicláveis das classes 1 e 2, mas não é verdadeira para a matéria orgânica. Deste modo, os recicláveis seguem um padrão de distribuição assimétrico, enquanto a matéria orgânica segue um padrão de distribuição simétrico.

Para elaboração da AS deste trabalho, os dados de composição gravimétrica do aterro de Betim foram comparados aos dados dos municípios da Classe 2 de IDH de SP. Esta correlação foi proposta devido ao IDH de Betim (0,749), levantado pelo IBGE em 2010 (IBGE, 2010), estar situado no meio da faixa desta classe (0,701 a 0,800).

Na Tabela 5.14 pode-se observar uma similaridade entre as médias de valores medidos por Spinola et al. (2019) e a composição gravimétrica do RSU de Betim. Os cálculos de Spinola et al. (2019) obtiveram o desvio padrão dos resíduos orgânicos equivale a aproximadamente 20% da média.

Tabela 5.14 – Valores de composição gravimétrica de São Paulo (Classe 2) e Betim

Origem do RSU	Metais	Papel, papelão e Tetra Pak	Plásticos	Vidro	Matéria orgânica
Classe 2 - SP (Spinola <i>et al.</i> , 2019)	1,94 ± 1,31	10,81 ± 5,48	12,56 ± 6,43	2,00 ± 1,51	52,9 ± 10,69
Betim - MG (LEME <i>et al.</i> , 2010)	1,9%	13,1%	15,6%	1,5%	53,5%

A AS tendo como dado de entrada a composição gravimétrica do RSU foi realizada variando-se em 20% para mais e para menos a participação dos materiais orgânicos na composição e, conseqüentemente, variando-se em sentido inverso a participação dos demais resíduos,

preservando-se a mesma quantidade total de 1t de RSU. Considerou-se, portanto, que os materiais de alto PCI, que são insumos da produção de CDR, variam em proporção inversa aos materiais orgânicos. Os percentuais de variação da composição gravimétrica do RSU para a AS se encontram na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 - Percentuais de variação da composição gravimétrica do RSU para a AS

Material	Participação em 1 t de RSU de Betim (%)	Participação com incremento de 20% dos insumos de CDR (%)	Participação com redução de 20% dos insumos de CDR (%)	Destinação inicial
Isopor	0,5%	0,6%	0,4%	CDR
Papel	10,3%	12,6%	7,9%	CDR
Papelão	1,7%	2,1%	1,3%	CDR
Plástico duro	9,2%	11,2%	7,0%	CDR
Plástico mole	6,4%	7,8%	4,9%	CDR
Tecido	4,4%	5,4%	3,4%	CDR
Embalagem longa vida (Tetra Pak)	1,1%	1,3%	0,8%	CDR
Pneu	0,9%	1,1%	0,7%	CDR
Materia orgânica	53,5%	42,8%	64,2%	COMPOSTAGEM/BIODIGESTÃO
Vidro	1,5%	1,8%	1,1%	RECICLAGEM
Sucata metálica, aço, cobre e fio	1,9%	2,3%	1,5%	RECICLAGEM
Alumínio	0,5%	0,6%	0,4%	RECICLAGEM
Rejeitos inertes	8,4%	10,3%	6,4%	ATERRO
TOTAL:	100,0%	100,0%	100,0%	-

5.9.1 Resultados da Análise de Sensibilidade

5.9.1.1 Variação da composição gravimétrica do RSU

No Cenário 1, o aumento da parcela orgânica na composição gravimétrica contribui proporcionalmente com a geração de metano pelo aterro, impactando nas emissões não controladas para atmosfera e emissões para o solo e água, e na geração de energia nos MCIs.

Para o Cenário 2, o aumento da parcela orgânica no RSU destinado ao incinerador impacta na maior emissão de CO₂ de origem orgânica, em detrimento do CO₂ de origem fóssil, e vice-versa. Deste modo, as emissões de CO₂ pela incineração foram ajustadas em mais ou menos 20% no respectivo ICV, conforme variação da parcela de material orgânico no RSU. O aumento da parcela orgânica provoca também a diminuição do PCI total do RSU a ser incinerado, impactando proporcionalmente a geração de energia. Para a parcela orgânica 20% maior, verificou-se a redução de 10% no PCI total de 1t de RSU, conforme Tabela 5.16.

Tabela 5.16 – Variação do PCI total de 1 t de RSU em função da composição gravimétrica

Material	Massa (kg)	Composição gravimétrica RSU de Betim		Redução de 20% no material orgânico		Incremento de 20% no material orgânico	
		PCI do material (kJ/kg)	Energia contida (MJ)	Massa (kg)	Energia contida (MJ)	Massa (kg)	Energia contida (MJ)
Material para CDR	276,00	30.632,81	8.454,66	331,20	10.145,59	220,80	6.763,72
Matéria orgânica	535,00	5.439,20	2.909,97	428,00	2.327,98	642,00	3.491,97
Vidro	15,00	200,83	3,01	18,00	3,61	12,00	2,41
TOTAL:	826,00	-	11.367,64	777,20	12.477,18	874,80	10.258,10

No Cenário 3, o incremento dos materiais orgânicos, resultando na redução dos materiais destinados à produção de CDR, impacta negativamente na produção de *syngas* e, consequentemente, de metanol. A reciclagem e a biodigestão de resíduos também são impactadas pela variação da composição gravimétrica, assim como as emissões dos processos de produção contidos do cenário.

A Figura 5.9 ilustra os impactos do aumento da participação dos materiais orgânicos na geração líquida de energia, na eficiência global de conversão (EGC) da energia contida no RSU em eletricidade, nas emissões com Potencial de Aquecimento Global (GWP) e na razão de geração líquida de energia por emissões GWP. Estes impactos serão detalhados nas figuras seguintes.

	Participação de orgânicos no RSU	Geração líquida de energia elétrica	Eficiência Global de Conversão (EGC)	Emissões GWP	Geração líquida de energia / Emissões GWP
Cenário 1 – Aterro Sanitário	↑	↑	↑	↑	↓
Cenário 2 - Incineração	↑	↓	↑	↓	↑
Cenário 3 – Produção de Metanol	↑	↓	↑	↓	↓
Legenda:	↑ Aumento	↓ Redução			

Figura 5.9 – Impactos do aumento da participação de materiais orgânicos no RSU

As Figuras 5.10 e 5.11 mostram a sensibilidade do indicador EGC à variação da composição gravimétrica do RSU – variação da participação dos materiais destinados ao CDR, conforme Tabelas 5.17, 5.18 e 5.19.

Na Figura 5.10, o indicador EGC se refere à geração de energia elétrica por cada cenário. Já na Figura 5.11, o indicador se refere ao rendimento da produção de metanol (EGC – Metanol, ou *Methanol yield*) no Cenário 3.

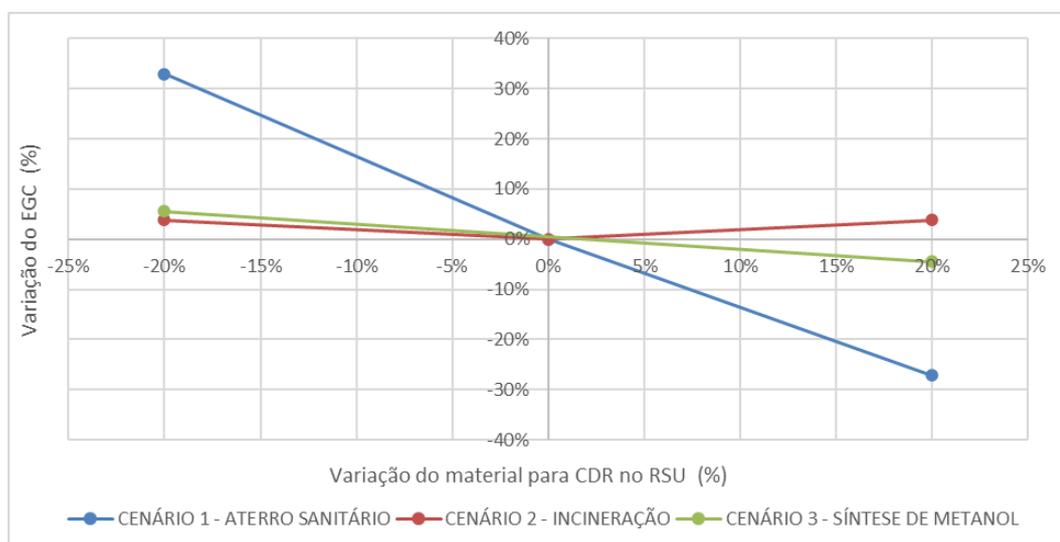


Figura 5.10 – Sensibilidade do indicador EGC à variação da composição gravimétrica do RSU para os 3 cenários

Tabela 5.17 – Sensibilidade do indicador EGC à variação da composição gravimétrica do RSU no Cenário 1

PRODUTO / ENTRADA / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (+20% material p/ CDR)
BIOCOMBUSTÍVEL/ELETRICIDADE GERADO		ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	ELETRICIDADE
Energia Contida no Biocombustível / Eletricidade (EB)	(MJ)	599,3	719,1012	479,4008
Energia Contida nos Coprodutos (ECP)	(MJ)	-		
Entrada Total de Energia (ET)	(MJ)	14,7	14,7	14,7
Energia Contida no RSU (ER)	(MJ)	11.367,6	10.258,1	12.477,2
EFICIÊNCIA GLOBAL DE CONVERSÃO (EGC)	-	0,05	0,07	0,04
VARIAÇÃO A PARTIR DO CASO BASE	-	-	33,0%	-27,1%

Tabela 5.18 – Sensibilidade do indicador EGC à variação da composição gravimétrica do RSU no Cenário 2

PRODUTO / ENTRADA / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (+20% material p/ CDR)
BIOCOMBUSTÍVEL/ELETRICIDADE GERADO		ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	ELETRICIDADE
Energia Contida no Biocombustível / Eletricidade (EB)	(MJ)	1.437,0	1296,7	1577,3
Energia Contida nos Coprodutos (ECP)	(MJ)	-		
Entrada Total de Energia (ET)	(MJ)	432,0		
Energia Contida no RSU (ER)	(MJ)	11.367,6	10.258,1	12.477,2
EFICIÊNCIA GLOBAL DE CONVERSÃO (EGC)	-	0,12	0,13	0,13
VARIAÇÃO A PARTIR DO CASO BASE	-	-	3,8%	3,8%

Tabela 5.19 – Sensibilidade do indicador EGC de energia e de metanol à variação da composição gravimétrica do RSU no Cenário 3

PRODUTO / ENTRADA / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL		CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (+20% material p/ CDR)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (+20% material p/ CDR)
		ELETRICIDADE	METANOL	ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	METANOL	METANOL
BIOCOMBUSTÍVEL/ELETRICIDADE GERADO							
Energia Contida no Biocombustível / Eletricidade (EB)	(MJ)	1398,5	3802,6	1118,8	1678,2	3042,0	4563,1
Energia Contida nos Coprodutos (ECP)	(MJ)	824,8	824,8	989,8	659,9	989,8	659,9
Entrada Total de Energia (ET)	(MJ)	814,4	814,4	688,8	940,2	688,8	940,2
Energia Contida no RSU (ER)	(MJ)	11.367,6	11.367,6	10.258,1	12.477,2	10.258,1	12.477,2
EFICIÊNCIA GLOBAL DE CONVERSÃO (EGC)	-	0,18	0,38	0,19	0,17	0,37	0,39
VARIAÇÃO A PARTIR DO CASO BASE	-	-	-	5,5%	-4,5%	-3,0%	2,5%

Pode-se observar a maior sensibilidade do Cenário 1 à variação na composição do RSU, com aumento significativo (33,0%) da eficiência de conversão da energia contida no RSU em eletricidade quando da redução dos componentes do CDR. Isto se deve ao aumento proporcional da matéria orgânica no RSU, que favorece a geração de biogás e, conseqüentemente, a geração de energia nos MCIs do aterro.

Os Cenários 2 e 3 apresentaram menor sensibilidade à variação dos materiais pois o indicador EGC pondera a conversão da energia de entrada (contida no RSU) em energia de saída (eletricidade). As variações de PCI do RSU, decorrentes da variação da composição gravimétrica, impactam na quantidade de energia gerada, mas não impactam significativamente na eficiência de conversão. O mesmo racional pode ser aplicado ao caso da sensibilidade da eficiência de geração de metanol, conforme mostra a Figura 5.11.

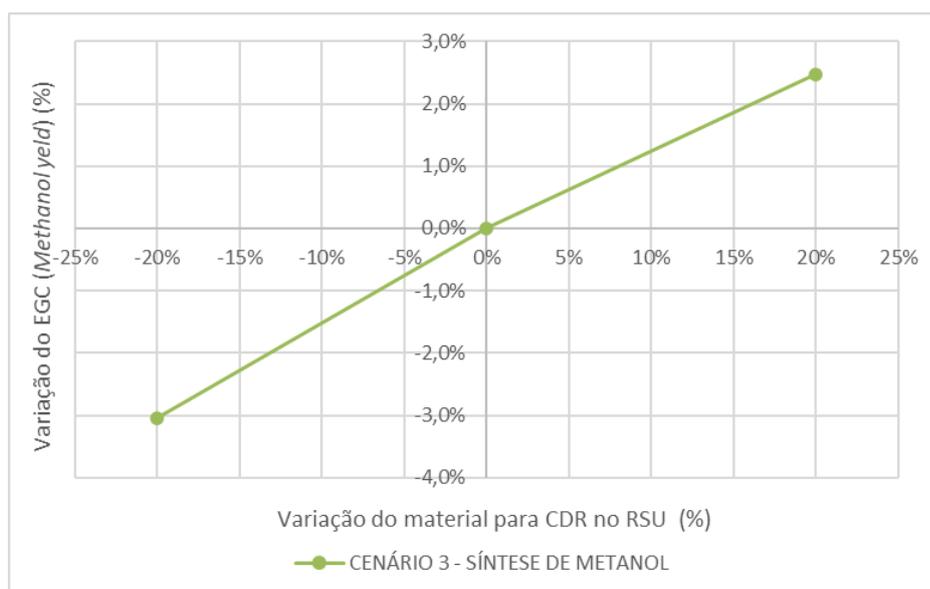


Figura 5.11 – Sensibilidade do indicador EGC-Metanol à variação da composição gravimétrica do RSU

A Figura 5.12 e as Tabelas 5.20, 5.21 e 5.22 mostram a sensibilidade das emissões na categoria GWP à variação da composição gravimétrica do RSU.

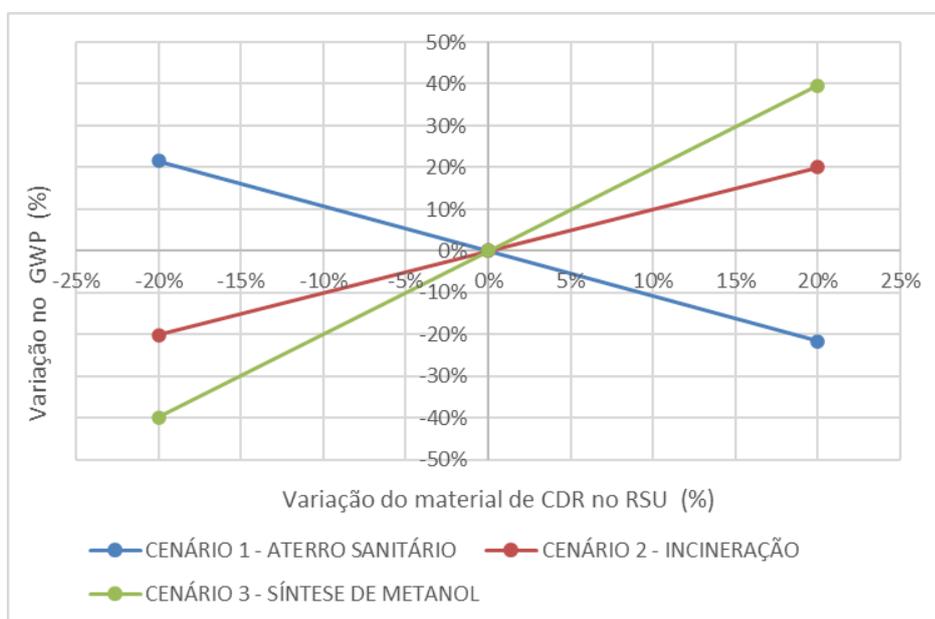


Figura 5.12 – Sensibilidade das emissões GWP à variação da composição gravimétrica do RSU

Tabela 5.20 – Sensibilidade das emissões GWP à variação da composição gravimétrica do RSU no Cenário 1

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 1 - ATERRO SANITÁRIO (+20% material p/ CDR)
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	348,61	423,65	273,57
VARIÇÃO A PARTIR DO CASO BASE			21,5%	-21,5%

Tabela 5.21 – Sensibilidade das emissões GWP à variação da composição gravimétrica do RSU no Cenário 2

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 2 - INCINERAÇÃO (+20% material p/ CDR)
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	415,77	332,33	499,21
VARIÇÃO A PARTIR DO CASO BASE			-20,1%	20,1%

Tabela 5.22 – Sensibilidade das emissões GWP à variação da composição gravimétrica do RSU no Cenário 3

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (-20% material p/ CDR)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (+20% material p/ CDR)
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	80,60	48,49	112,55
VARIÇÃO A PARTIR DO CASO BASE			-39,8%	39,6%

Todos os cenários se mostraram sensíveis à variação na composição do RSU no quesito de impacto ambiental GWP.

O Cenário 3 apresentou maior sensibilidade devido à baixa ordem de grandeza de suas emissões com impacto GWP. A rota deste cenário com maior impacto nas emissões é a de remoção de gases ácidos (*Acid gas removal*) com 1,4 kg de CO₂ gerado para cada kg de metanol produzido. Com isto, quanto maior a disponibilidade de matéria prima para produção de CDR no RSU, maior será a produção de metanol e, conseqüentemente, maior o impacto ambiental GWP.

O Cenário 1 apresenta variação nas emissões inversamente proporcional à variação dos componentes do CDR no RSU, pois suas emissões estão relacionadas à quantidade de matéria orgânica aterrada, e conseqüente geração e fuga de biogás.

No Cenário 2, a maior concentração de materiais não orgânicos no RSU provoca o aumento da emissão de CO₂ fóssil no processo de incineração.

5.9.1.2 Variação da eficiência do processo de síntese de metanol

Foram também avaliados os impactos da variação da eficiência do processo de síntese de metanol no Potencial de Aquecimento Global (GWP) e no indicador EGC do Cenário 3, conforme Figuras 5.13 e 5.14 e Tabela 5.23 e 5.24, abaixo, respectivamente.

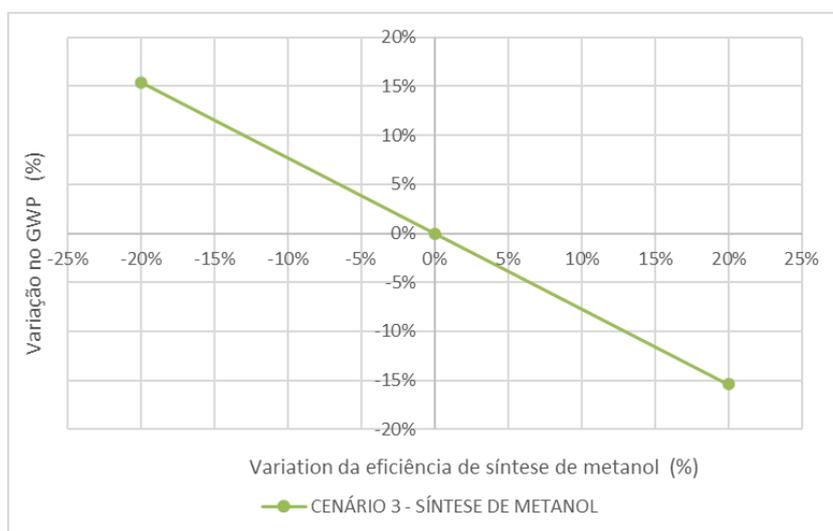


Figura 5.13 – Sensibilidade das emissões GWP à variação da eficiência do processo de síntese de metanol

A maior emissão de impacto GWP está associada à menor eficiência do processo de síntese de metanol porque a contribuição às emissões se refere majoritariamente ao processo de produção de *syngas*. À medida que o processo de síntese de metanol perde eficiência, maior quantidade de *syngas* torna-se necessária para produção da mesma quantidade de metanol, aumentando-se as respectivas emissões.

Tabela 5.23 – Sensibilidade das emissões GWP à variação da eficiência do processo de síntese de metanol

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (-20% de síntese de metanol)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (+20% de síntese de metanol)
Potencial de Aquecimento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	80,60	93,00	68,20
VARIAÇÃO A PARTIR DO CASO BASE			15,4%	-15,4%

A redução da eficiência de síntese de metanol provoca queda da geração de eletricidade no GMG por diminuição do combustível gerado, resultando, conseqüentemente, em um menor aproveitamento da energia contida no RSU.

Tabela 5.24 – Sensibilidade do indicador EGC à variação eficiência de síntese de metanol

PRODUTO / ENTRADA / ÍNDICE	UNIDADE	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (-20% síntese de metanol)	CENÁRIO 3 - SÍNTESE DE METANOL (+20% síntese de metanol)
BIOCOMBUSTÍVEL/ELETRICIDADE GERADO		ELETRICIDADE	ELETRICIDADE	ELETRICIDADE
Energia Contida no Biocombustível / Eletricidade (EB)	(MJ)	1398,5	1118,8	1678,2
Energia Contida nos Coprodutos (ECP)	(MJ)	824,8	824,8	824,8
Entrada Total de Energia (ET)	(MJ)	814,4	814,4	814,4
Energia Contida no RSU (ER)	(MJ)	11.367,6	11.367,6	11.367,6
EFICIÊNCIA GLOBAL DE CONVERSÃO (EGC)	-	0,18	0,16	0,21
VARIAÇÃO A PARTIR DO CASO BASE	-	-	-12,6%	12,6%

5.9.2 Conclusões da Análise de Sensibilidade

A AS mostrou que a variação na composição do RSU é o parâmetro que mais influencia nas emissões com Potencial de Aquecimento Global (GWP) do Cenário 3, enquanto a variação na eficiência do processo de síntese de metanol impacta mais significativamente em seu indicador de Eficiência Global de Conversão (EGC).

Adicionalmente, verificou-se que a variação na composição do RSU impactou mais significativamente o Cenário 1, quanto ao indicador EGC, e o Cenário 3 quanto às emissões na categoria GWP.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo a utilização da ferramenta de ACV para avaliar e comparar os impactos ambientais de três alternativas de disposição final do RSU, o aterro sanitário (Cenário 1), a incineração (Cenário 2) e a produção de metanol (Cenário 3), tendo a geração de energia elétrica como produto final. O desempenho das alternativas foi, portanto, avaliado em termos de impacto ambiental e geração líquida de energia.

A AICV mostrou que a produção de um biocombustível líquido (biometanol) para geração de energia elétrica (Cenário 3) é uma opção mais favorável, do ponto de vista ambiental, do que o aterro sanitário (Cenário 1) ou a incineração do RSU (Cenário 2).

O Cenário 3 apresentou menores impactos ambientais que o Cenário 1 em todas as categorias avaliadas:

- Depleção de Recursos Abióticos;
- Potencial de Aquecimento Global (GWP100a);
- Depleção da Camada de Ozônio (ODP);
- Toxicidade Humana;
- Acidificação; e
- Eutrofização.

Melhores resultados foram também obtidos pelo Cenário 3 quando comparado ao Cenário 2 em todas as categorias acima, exceto nas categorias de Acidificação e Eutrofização. Nestas categorias, ambos os Cenários 2 e 3 apresentaram impactos muito menores que o Cenário 1.

Na categoria de Depleção de Recursos Abióticos, todos os cenários apresentaram valores muito baixos nesta categoria, tendo os Cenários 1 e 3 apresentado valores negativos, indicando impactos positivos ao meio ambiente.

Na categoria de impacto de Potencial de Aquecimento Global (GWP), o Cenário 3 apresentou o resultado de 80,6 kg CO₂ eq, 77% abaixo do resultado do Cenário 1 e 81% abaixo do Cenário 2, que apresentaram impactos de 348,6 e 415,7 kg CO₂ eq, respectivamente. O Cenário 3

considerando como produto final o metanol, sem a geração de energia com o mesmo, apresentou impacto GWP ainda menor (18,8 kg CO₂ eq) devido às emissões evitadas da queima do metanol no GMG.

Yang et al. (2021) verificaram que a gaseificação do CDR, em substituição ao uso do carvão, em alguns países pode reduzir as emissões de CO₂ em 40%, assim como diminuir em mais de 50% o envio de RSU para aterros sanitários.

Com relação à categoria de impacto ODP, foram obtidos impactos muito baixos e negativos em todos os cenários, indicando um pequeno benefício ambiental das respectivas rotas tecnológicas, em parte justificado pela produção de energia, gerando créditos ambientais ao se evitar o consumo de combustíveis de origem fóssil.

O maior impacto na categoria de Toxicidade Humana foi observado no Cenário 1, devido às emissões para o ar e vazamentos de lixiviado para o solo e águas. Os créditos referentes à geração de energia também influenciaram na redução dos impactos dos Cenários 2 e 3 em relação ao Cenário 1.

O Cenário 1 apresentou o maior potencial de Acidificação foi apresentado pelo Cenário 1, devido ao alto teor de compostos com enxofre do gás de aterro. O mesmo ocorre na categoria de impacto de Eutrofização, em função das emissões para a água decorrentes do tratamento e disposição do lixiviado do aterro sanitário.

Além do menor impacto ambiental, o Cenário 3 se mostrou como a melhor alternativa de disposição do RSU para a geração de eletricidade, disponibilizando 1.408,9 MJ líquidos de energia elétrica de saída, mesmo considerando-se o baixo rendimento global (37%) do GMG utilizado. Soluções técnicas de maior rendimento na conversão do metanol em energia elétrica poderão aumentar ainda mais estes ganhos. Este resultado também indica a possibilidade dos benefícios do biometanol produzido a partir do RSU poderem ser igualmente estendidos para sua utilização como um combustível mais sustentável do que os combustíveis fósseis tradicionais para o transporte.

O Cenário 3 apresentou a maior geração bruta de energia (2.223,3 MJ), com um consumo interno total de 814,4 MJ. Para permitir a comparação da capacidade de cada cenário em

converter a energia total contida em uma tonelada de RSU em eletricidade, foi proposto o cálculo de um indicador global de conversão (EGC). O indicador EGC apontou uma eficiência muito maior da produção de eletricidade a partir do RSU no Cenário 3 (0,18) do que nos Cenários 1 e 2 (0,05 e 0,12, respectivamente), indicando melhor aproveitamento energético dos resíduos. A produção do metanol com o RSU, sem a consequente queima do mesmo para geração de energia, apresentou-se como uma opção ainda mais favorável do ponto de vista de eficiência de conversão da energia do RSU, com indicador EGC muito maior (0,38). Estes resultados sugerem um grande potencial positivo do uso do metanol produzido a partir do RSU para injeção de energia renovável na matriz energética, ao se evitar o consumo significativo de energia de fontes não renováveis e de combustíveis de origem fóssil.

Os ganhos ambientais da produção de metanol com RSU para redução da emissão de GEE também foram comprovados através de uma AICV comparativa com dois inventários de produção do metanol de origem fóssil (gás natural). O primeiro inventário foi obtido da base de dados do SimaPro e o segundo a partir de Chen *et al.* (2019). Os impactos ambientais destes dois inventários para a categoria GWP ficaram respectivamente 414% e 664% maiores do que o impacto do metanol produzido com RSU.

Os aterros sanitários são historicamente a alternativa mais usual para destinação do RSU no Brasil e no mundo. Verificou-se com este trabalho, além dos pontos mencionados acima, a necessidade de maior controle das emissões fugitivas de metano nos aterros sanitários, estimadas em 25% do total de gás de aterro gerado, a fim de se evitar o agravamento do aquecimento global. Igualmente importante é um incremento significativo no reaproveitamento da matéria orgânica, por ser a parcela mais significativa de composição gravimétrica do RSU, representando mais de 50% na média das cidades brasileiras e pelo seu papel como responsável direto pelas emissões de metano no aterro. Verificou-se o baixíssimo reaproveitamento dos resíduos orgânicos no Brasil, em função principalmente de deficiência em sua coleta seletiva (3,18%) e de políticas públicas para se evitar a destinação de orgânicos ao aterro sanitário, a exemplo do que já tem sido feito há décadas em países da Europa. A partir dos resultados da AICV, a compostagem e a biodigestão para geração de eletricidade se mostraram duas boas alternativas de destinação da matéria orgânica, com a geração de 824,85 MJ de energia elétrica e produção de 328,91 kg de biofertilizante por tonelada de RSU

Leme et al. (2014) compararam, através da ACV, a destinação de RSU para o aterro sanitário,

com e sem a geração de energia, ao processo de incineração de RSU, com geração de eletricidade, concluindo que a incineração é a melhor alternativa do ponto de vista ambiental e de geração de eletricidade.

Em uma ACV comparativa entre cenários de destinação do RSU para aterro e para produção de CDR em Brasília-DF, Silva, Contreras e Bortoleto (2020) observaram que o sistema de aterro sanitário (atual gestão de RSU na cidade) contribui com a emissão de 267,44 Gg CO₂-eq/ano. Os cenários baseados na produção de CDR implicam um aumento na demanda de energia, com maiores emissões totais de GEE. Entretanto, os impactos evitados pela substituição de combustíveis fósseis pelo CDR, proporcionaram ganhos ambientais com a redução de 2% a 23% das emissões em comparação com o aterro sanitário. Os autores ressaltam também os benefícios de redução da taxa de ocupação do aterro, e do esgotamento dos recursos abióticos. Verificaram, adicionalmente, que a reciclagem e a compostagem no cenário atual de descarte de RSU produzem uma redução mínima nos impactos em comparação com os benefícios da substituição de combustíveis fósseis pelo CDR.

Por fim, conclui-se através deste trabalho que a destinação mais adequada para o RSU, dos pontos de vista ambiental e de geração de eletricidade é a produção de metanol (Cenário 3), seguida incineração (Cenário 2) e do aterro sanitário (Cenário 1), ao contrário do que se vê refletido na realidade prática da destinação dos RSUs no Brasil.

6.1 Recomendações

Este trabalho utilizou os dados disponíveis atualmente na literatura para a elaboração dos ICVs dos Cenários, como a composição do RSU, consumos de insumos, emissões, etc. Estes dados carregam incertezas e imprecisões oriundas dos estudos que os geraram, como aspecto inerente das técnicas utilizadas e da própria natureza da ACV.

Para incremento da precisão e confiabilidade dos resultados, os dados devem ser constantemente atualizados com base em novos trabalhos disponibilizados ou eventualmente através da realização de novos estudos e medições práticas. Os avanços tecnológicos dos processos produtivos e de conversão de energia contidos nas rotas avaliadas igualmente devem ser computados em estudos futuros.

Como complemento direto deste trabalho, sugere-se a avaliação da viabilidade econômica dos processos apresentados nos Cenários 2 e 3, pois consistem em rotas de produção não amplamente utilizadas no Brasil, como a incineração, ou inédita, como a geração de eletricidade com biometanol e até mesmo sua produção a partir do RSU em escala industrial.

Os aspectos sociais associados às três destinações do RSU estudadas também merecem ser amplamente avaliados, abrangendo questões de saúde pública (impactos *endpoint*), impactos na geração de emprego e renda, ocupação do solo e urbanismo, dentre outras.

Diante do contexto atual de necessidade urgente de neutralização de carbono em diversos setores através de combustíveis neutros e fontes de energia renováveis, mostra-se relevante uma frente de pesquisa envolvendo ACV para comparação de cenários de produção de metanol com RSU e com hidrogênio verde, permitindo uma avaliação dos respectivos impactos ambientais e consumos de energia envolvidos. O mesmo pode se aplicar à avaliação da produção de *syngas* verde em comparação ao *syngas* obtido da gaseificação do RSU.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIQUIM. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA QUÍMICA. **Anuário da indústria química brasileira**. São Paulo: ABIQUIM, 2015.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16849:2020**: Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos – Requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2001.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e diretrizes. Rio de Janeiro, 2014.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR nº 8.419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

ABRELPE. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil: 2018/2019**. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>. Acesso em: 11 mar. 2023.

AIR PRODUCTS AND CHEMICALS, INC. (1996). **Environmental information volume: Liquid Phase Methanol (LPMEOH) project**. United States: USDOE Assistant Secretary for Fossil Energy, 1996.

ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. Assessment methods for solid waste management: A literature review. **Waste Management and Research**, v. 32, n. 6, p. 461-473, 2014.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; GONÇALVES, D. F. Processo de implementação da reciclagem agrícola de biossólidos em Curitiba, Paraná. In: XXVII Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental, **Anais eletrônicos**. Porto Alegre: ABES, p. 1-12, 2013.

ANP. AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Anuário Estatístico 2019**. Brasília: ANP, ago 2019. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/5237-anuario-estatistico-2019>>. Acesso em: 17 jul 2022.

ARMAROLI, D. et al. **Global hydrogen trade to meet the 1.5°C climate goal: Part III – Green hydrogen cost and potential**, 2022. Disponível em: <https://www.irena.org/publications/2022/May/Global-hydrogen-trade-Cost>. Acesso em: 15 maio 2023.

BARROS, REGINA MAMBELI. Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro, 2012.

BASU, P. **Combustion and Gasification in Fluidized Beds**. 1. ed., CRC Press, 2006.

BELO HORIZONTE. Lei Municipal nº 10.522, de 20 de dezembro de 2012. **Diário Oficial do Município**, Belo Horizonte, MG, 2012.

BELO HORIZONTE. Prefeitura Municipal. **Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos do Município de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, 2021.

BEYLOT, A.; VILLENUEVE, I. Environmental impacts of residual Municipal Solid Waste incineration: A comparison of 110 French incinerators using a life cycle approach. **Waste Management**, v.33, n.12, 2013.

BIODIESELBR. Disponível em: <<https://www.biodieselbr.com/>>. Acesso em 01 jul. 2022.

BORGOGNA, A.; PEREGO, C.; GORI, R.; UGOLINI, A. Methanol production from Refuse Derived Fuel: Influence of feedstock composition on process yield through gasification analysis. **Journal of Cleaner Production**, v.212, p.1252-1263, 2019.

BORJESSON, G. et al. A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. **Tellus B: chemical and physical Meteorology**, v. 61, n. 3, p. 431-446, 2009.

BOROGNA, A. et al. Methanol production from Refuse Derived Fuel: Influence of feedstock composition on process yield through gasification analysis. **Waste Management**, v. 31, n. 3, p. 436-444, 2011.

BRASIL. Decreto Nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Institui o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES). **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 de abril de 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mma/acl_users/credentials_cookie_auth/require_login?came_from=https%3A//www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Decreto nº 76.593, de 14 de novembro de 1975. Programa ProÁlcool. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1975.

BRASIL. Lei nº 11.097, de 13/01/2005. Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB). **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 jan. 2005. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/agricultura-familiar/biodiesel/programa-nacional-de-producao-e-uso-do-biodiesel-pnpb>. Acesso em: 11 set. 2022.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2010. Art. 3º, Inciso XVI.

BRYNOLF, S.; FRIDELL, E.; ANDERSSON, K. Environmental assessment of marine fuels: liquefied natural gas, liquefied biogas, methanol and bio-methanol. **Journal of Cleaner Production**, v.74, p.86-95, 2014.

CAMARGO, A. M. de. **Inventário do ciclo de vida do metanol para as condições brasileiras**. 2007. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

CAPUTO, A. C.; PELAGAGGE, P. M. RDF production plants: I. Design and costs. **Applied Thermal Engineering**, v.22, n.4, p.423-437, 2002.

CATAPRETA, C. A. A; SIMÕES, G. F. Monitoramento da qualidade do biogás gerado em um aterro sanitário experimental. In: XXV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais Eletrônicos**. Recife, 2009.

CHEN, C. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**, v.54, n.12, p.1231-1240, out 2010.

CONSELHO NACIONAL DE POLÍTICA ENERGÉTICA (CNPE). Resolução nº 6, de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2009.

CONSONNI, S.; GIUGLIANO, M.; GROSSO, M. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste – Part A: Mass and energy balances. **Waste Management**, v.25, n.2, p.123-135, 2005.

CORBETT, J.; WINEBRAKE, J. **Life cycle analysis of the use of methanol for marine transportation**. United States: Maritime Environmental and Technical Assistance Program, Maritime Association, 2018.

DEVI, L.; PTASINSKI, K. J.; JANSSEN, F. J. A review of the primary measures for tar elimination in biomass gasification processes. **Biomass and Bioenergy**, v.24, n.2, pp.125-140, 2003.

DIRECTIVE 2009/28/EC. **DIRECTIVE 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC**. | InforMEA. Disponível em: <<https://www.informe.org/en/legislation/directive-200928ec-european-parliament-and-council-promotion-use-energy-renewable>>. Acesso em 03 set. 2022.

DONG et al. 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**, 2018.

EIBIP. European Inland Barging Innovation Platform. **Methanol Fuel**. Holanda: EIBIP Secretariat, 2019.

EICHLER, P. et al. Produção do biometanol via gaseificação de biomassa lignocelulósica. **Química Nova**, São Paulo, v.38, n.6, jul 2015.

EPE. Empresa de Pesquisa Energético. **Análise da conjuntura dos biocombustíveis - Ano 2020**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2021. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-615/NT-EPE-DPG-SDB-2021-03_Analise_de_Conjuntura_dos_Biocombustiveis_ano_2020.pdf>. Acesso em: 03 out. 2022.

EPE. Empresa de Pesquisa Energético. **Balanco Energético Nacional**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2022. Disponível em: < <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-675/topico-638/BEN2022.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2022.

EPE. Empresa de Pesquisa Energético. **Competitividade do gás natural: Estudo de caso na indústria de metanol**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2019.

EPE. Empresa de Pesquisa Energético. **Competitividade do gás natural: Estudo de caso na indústria de metanol**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2021. Disponível em: <[https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Documents/EPE-DEA-IT-05-19%20-%20GN_Metanol%20\(002\).pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Documents/EPE-DEA-IT-05-19%20-%20GN_Metanol%20(002).pdf)>. Acesso em: 19 jul. 2022.

ERRERA, M. R. et al. Global bioenergy potentials projections for 2050. **Biomass and Bioenergy**, v.170, 2023.

FENG, Y. et al. Cold condensing scrubbing method for fine particle reduction from saturated flue gas. **Energy**, v.171, p.1193-1205, 2019.

FREITAS, S. S.; NÓBREGA, C. C. Os benefícios do coprocessamento de pneus inservíveis para a indústria cimenteira. **Revista Científica da UFPA**, v.11, n. 1, p. 22-33, 2013.

FRISCHKNECHT, R., JUNG, B.L., TILIOUINE, K., et al. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.10, n.1, p.3-9, 2005.

GOEDKOOP, M. **Introduction to LCA with SimaPro**. Amersfoort: PRé Sustainability, 2016.

GOHLKE, O. & MARTIN, J. Drivers for innovation in waste-to-energy Technology. **Waste Management & Research**, v. 25, n. 3, p. 214-219, 2007.

HENRÍQUEZ, A. I. M. **Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos para cidades de médio porte**. 2016. 157p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Engenharia de Energia, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

HISCHIER, R., et al. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.14, n.3, p.207-212, 2009.

HODSON, E. L. et al. **The municipal solid waste landfill as a source of ozone-depleting substances in the United States and United Kingdom**. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, v. 9, p. 22803-22831, 2009.

HU, G., et al. Light-driven CO₂ sequestration in *Escherichia coli* to achieve theoretical yield of chemicals. **Nature Catalysis**, v.4, n.5, p.395-406, 2021.

IACOVIDOU E. et al. Technical properties of biomass and solid recovered fuel (SRF) co-fired with coal: Impact on multi-dimensional resource recovery value. **Waste Management**, v.73, p.535-545, 2018.

IMO (International Maritime Organization). **Fourth IMO GHG Study 2020 Executive Summary**. Disponível em: <https://www.imo.org/en/MediaCentre/Pages/WhatsNew-1596.aspx>. Acesso em: 15 maio 2023.

IMO. International Maritime Organization. **Methanol as marine fuel: Environmental benefits, technology readiness, and economic feasibility**. Londres: Relatório 2015-1197, ed.2, 2016.

InforMEA. Disponível em: <<https://www.informe.org/en/legislation/directive-200928ec-european-parliament-and-council-promotion-use-energy-renewable>>. Acesso em 03 set. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) - BETIM**. 2010.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY (IRENA). **Innovation Outlook: Renewable Methanol**. Abu Dhabi: IRENA, 2021. Disponível em: <https://www.irena.org/publications/2021/Jan/Innovation-Outlook-Renewable-Methanol>. Acesso em: 11 ago. 2022.

INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY (IRENA). **Off-grid renewable energy statistics 2022**. Abu Dhabi: IRENA, 2022. Disponível em: <https://www.irena.org/Publications/2022/Dec/Off-grid-renewable-energy-statistics-2022>. Acesso em: 08 dez. 2022.

IPCC 2022. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [H.-O. Pörtner et al. (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido e Nova York, EUA, 3056 p.

IPCC AR6. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Masson-Delmotte, V., et al. (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom e Nova York, EUA, 2391p., 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/>. Acesso em: 05 jul. 2022.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change and Biodiversity**. Genebra: IPCC Secretariat, 2002.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Preparado por National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japão, 2006.

ISWA. **The future of waste management: trends, opportunities and challenges for the decade (2021-2030)**. Disponível em: <https://www.iswa.org/wp-content/uploads/2022/06/ISWA-Digital-Future-of-Waste-Management-Sector>. Acesso em: 15 maio 2023.

JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A. Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. **Waste Management**, v.50, p.346-363, 2016.

JESWANI, H. K.; SMITH, R. W.; AZAPAGIC, A. Energy from waste: Carbon footprint of incineration and landfill biogas in the UK. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 1, p. 218-229, 2013.

KAJASTE-RUDNITSKAJA, R., HURME, M., & OINAS, P. (2018). **Methanol-Managing greenhouse gas emissions in the production chain by optimizing the resource base**. *AIMS Energy*, 6(6), 1074-1102. <https://doi.org/10.3934/energy.2018.6.1074>

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

LANDÄLV, I. **Methanol as a renewable fuel – a knowledge synthesis**. Relatório n° 2015:08, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Suécia. Disponível em <https://f3centre.se/app/uploads/f3-2015-08_Land%C3%A4lv-Final_170918.pdf>. Acesso em 24 set. 2022.

LAPOLA DM. et al. Indirect landuse changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. In: National Acad Sciences, **Proceedings of the national Academy of Sciences**, v.107, n.8, p.3388-3393, 2010.

LEME, M. M. V. **Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso**. 2010. 138p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2010.

LEME, R. M., et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 85, p. 1-11, 2014.

LESCANO, G. M.; AURICH, M. R.; OHISHI, T. Um modelo de despacho econômico de reservas operativas via métodos de pontos interiores. In: XXXVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PESQUISA OPERACIONAL, 37. Gramado: SOBRAPO - Sociedade Brasileira de Pesquisa Operacional, 2005.

LIMPEZA PÚBLICA, 7. Curitiba: ABLP - Associação Brasileira de Limpeza Pública, 2000.
LIU, M. et al. Application of life cycle assessment for municipal solid waste management options in Hohhot, People's Republic of China. **Waste Management and Research**, v. 39, n. 1, p. 63–72, 2021.

LÜCKING, F. **Methanol Production from Syngas Process modelling and design utilising biomass gasification and integrating hydrogen supply**. 2017.

LUZ, F. C. et al. Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. **Energy Conversion and Management**, v. 103, p. 321-337, 2015.

MANNHEIM, V. Perspective: Comparison of end-of-life scenarios of municipal solid waste from viewpoint of life cycle assessment. **Frontiers in Built Environment**, v. 8, 2022.

MARTENSA J. A. The chemical route to a carbon dioxide neutral world. **ChemSusChem - European Chemical Societies Publishing**, v.10, n.6, 2017.

MAYER, F. D. et al. Revisiting energy efficiency, renewability, and sustainability indicators in biofuels life cycle: Analysis and standardization proposal. *Journal of Cleaner Production*, v. 252, 2020.

MCDOUGALL, F. R. The Use of Life Cycle Assessment Tools to Develop Sustainable Municipal Solid Waste Management Systems. **Waste Management**, 1-10. 2005.

MCT, Ministério da ciência e Tecnologia. **Emissões de gases do efeito estufa no setor energético por fontes móveis**. Programa de planejamento energético da COPPE-PPE, Rio de Janeiro, RJ, 2006.

MDR, Ministério do Desenvolvimento Regional. Proteger - Programa de Proteção e Revitalização de Bacias Hidrográficas." Disponível em: <<https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/proteger/institucional>>. Acesso em: 15 maio 2023.

ME. Ministério da Economia, Indústria, Comércio Exterior e Serviços. **Comexstat**. Brasília: ME, 2019. Disponível em: <<http://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral>>. Acesso em: 02 nov. 2022.

MENEZES, R. A. A.; GERLACH, J. L.; MENEZES, M. A. Estado Atual da Incineração no Brasil. In: VII SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E

METHANEX. **Methanex Investor Presentation**. Chemical Word Analysis. 2019. Disponível em: <<https://www.methanex.com/sites/default/files/investor/MEOH-Presentation-2019-03-04.pdf>>. Acesso em: 04 jul. 2022.

METHANOL INSTITUTE. Monetizing gas through methanol. **9th Russia & CIS Oil & Gas Executive summit**, Sochi, 2019. Disponível em: <<https://www.methanol.org/wp-content/uploads/2019/06/Monetisation-of-gas-through-methanol.pdf>>. Acesso em: 29 out. 2022.

MMA, Ministério Do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Secretaria de Qualidade Ambiental, Brasília, DF, 2020. Disponível em: <http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%ABlica.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2022.

MOLINO, A.; CHIANESE, S.; MUSMARRA, D. Biomass gasification technology: The state of the art overview. **Journal of Energy Chamistry**, v.25, n.1, p.10-25, 2016.

MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. **Avaliação do ciclo de vida: princípios e aplicações**. Campinas: CETEA/CEMPRE, 2002.

NATURE COMMUNICATIONS. Disponível em: <<https://www.nature.com/ncomms/>>. Acesso em 12 ago. 2022.

NPI. National Pollutant Inventory. **Emission Estimation Technique Manual for Sewage Sludge and Biomedical Waste Incineration**. Australia: Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, 1999.

NREL. National Renewable Energy Laboratory. **Preliminary Screening - Technical and Economic Assessment of Synthesis Gas to Fuels and Chemicals with Emphasis on the Potential for Biomass-Derived Syngas**. NREL/TP-510-34929, Golden, 2003. Disponível em: < <https://www.nrel.gov/docs/fy04osti/34929.pdf> >. Acesso em: 22 set 2022.

NZIHOU A. et al. Dioxin emissions from municipal solid waste incinerators (MSWIs) in France. **Waste Management**, v.32, n.12, p.2273-2277, 2012.

OLIVEIRA, J. E. et al. Análise do potencial da produção de energia a partir da incineração de resíduos sólidos urbanos na cidade de São Paulo. **Interciencia**, v. 43, n.11, p.778-783, 2018.

PEGORARO, L. A. et al. The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) and some important considerations to Brazil. In: Conferência Internacional Ciclo de Vida, 2., 2007, São Paulo.

PEREZ, D. **A aplicação da avaliação do ciclo de vida para análise dos aspectos ambientais que envolvem a reciclagem de sucatas nas usinas siderúrgicas**. 2008. 135p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

PETIT-BOIX, A. et al. Application of life cycle thinking towards sustainable cities: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 939-951, 2017.

PIANOSI, F. et al. Sensitivity analysis of environmental models: A systematic review with practical workflow. **Environmental Modelling and Software**, v. 79, p. 214–232, 2016.

PMGIRS. **Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos do Município de Belo Horizonte**. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, 2017. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/slu/2018/documentos/Apresenta%C3%A7%C3%A3o%20da%20vers%C3%A3o%20final%20do%20PMGIRS-BH%20-%2030%20de%20mar%C3%A7o%20de%202017%20Sede%20da%20Prefeitura%20de%20Belo%20Horizonte.pdf>>. Acesso em: 16 ago. 2022.

PMRS. **Plano Municipal de Resíduos Sólidos de Betim**. Prefeitura Municipal de Betim, 2010.

PRADO, M. R. **Avaliação dos impactos ambientais do aterro controlado de Ponta Grossa - PR por meio de análise de ciclo de vida (ACV) do processo de destinação final de resíduos sólidos urbanos**. 2009. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

PRADO, V. **Análise do inventário do ciclo de vida de embalagens de vidro, alumínio e PET utilizadas em uma indústria de refrigerantes no Brasil**. 2007. 71p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

PUGLIESE, P. **Compost enriches soil - but doesn't replace fertilizer**. University of Georgia, 18 mar 2022. Disponível em: <<https://newswire.caes.uga.edu/story/8896/compost-and-fertilizer.html#:~:text=You%20would%20need%20about%2070,not%20what%20most%20people%20think>>. Acesso em: 13 set. 2022.

RAHMAN, A. et al. Recent development on the uses of alternative fuels in cement manufacturing process. **Fuel**, v.145, p.84-99, 2015.

REFINITIV. Global data's petrochemical analytics. **Thomson Reuters**, Toronto, 2019. Disponível em: <<https://amers1.apps.cp.thomsonreuters.com/web/cms/?navid=12512>>. Acesso em: 27 ago 2022.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; GIUGLIANO, M. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. **Waste Management**, v.29, p.934-944, 2009.

RODRIGUES, E. R. **Aplicação integrada de ACV e MCDA para a tomada de decisão do sistema de tratamento do resíduo sólido orgânico dos restaurantes universitários da UNICAMP**. 2017. 1 recurso online (354 p.) Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP, Campinas, 2017.

ROLFE, A. et al. Technical and environmental study of calcium carbonate looping versus oxy-fuel options for low CO₂ emission cement plants. **International Journal of Greenhouse Gas Control**, v.75. p.85-97, 2018.

ROLFE, A.; HUANG, Y.; HEWITT, N. Technical and Environmental Analysis of Methanol Synthesis from Solid Recovered Fuel and Lignite. In: **Proceedings of the 8th International Conference on Sustainable Solid Waste Management**. Thessaloniki, p. 23-26, 2021.

SAHERI, Sanaz. Life cycle assessment for solid waste disposal options in Malaysia. 2012. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SALLADINI, Annarita et al. Analysis on high temperature gasification for conversion of RDF into bio-methanol. **Gasif. Low-grade Feedstock**, v.143, cap.8, 2018.
SGC. Swedish Gas Technology Centre. **Basic Data on Biogas**. Malmö: SGC, 2012. Disponível em: <<http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/BasicDataonBiogas2012.pdf>>. Acesso em: 26 set. 2022.

SILVA, G. A. Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida. In: Seminário: IMPACTO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA COMPETITIVIDADE DA INDÚSTRIA BRASILEIRA, 2005, São Paulo.

- SILVA, T. R. et al. Methodology for the determination of optimum power of a Thermal Power Plant (TPP) by biogas from sanitary landfill. **Waste Management**, v. 65, p.75-91, 2017.
- SILVA, V.; CONTRERAS, F.; BORTOLETO, A. P. Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of Brasilia, Brazil. **Waste Management**, v. 114, p. 75-84, 2020
- SIMAPRO software, version 9.3.0.3.
- SOARES, ERIKA LEITE DE SOUZA FERREIRA. Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 2011. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.
- SOUSA, S. R.; SOARES, S. R.; SOUZA, D. M. Normalização em Análise do Ciclo de Vida de Produtos: uma revisão. In: Conferência Internacional Ciclo de Vida, 2., 2007, São Paulo.
- SPIELMANN, M. et al. **Life Cycle Inventories of Transport Services**. Final report ecoinvent 2000, v. 14. Swiss Centre for LCI, Dübendorf, 2004.
- SPINOLA, G. et al. Análise estatística da composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos com o Índice de Desenvolvimento Humano para os municípios do estado de São Paulo. **Geoambiente On-line**, 2019.
- SPOKAS, K. A. et al. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? **Waste Management**, v.26, n.5, p.516-525, 2006.
- STRAUCH, S. et al. **Alternative ways of biomethane production - a SWOT analysis. Relatório final para Green Gas Grid**. Fraunhofer UMSICHT, 2014.
- SUNDQVIST, J. O. **Life cycles assessments and solid waste Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA, Final Report**. AFR-RELATÓRIO 279, Impresso: Agência de Proteção Ambiental da Suécia. ISSN 1102-6944. Estocolmo, 1999.
- TREYER, K. **Life Cycle Inventories of waste disposal of municipal solid waste in a municipal solid waste incinerator (MSWI)**. Zurique: Ecoinvent version 3, 2014.
- TURNER, D.; WILLIAMS, I.; KEMP, S. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. **Journal of Cleaner Production**, v.129, p.234-248, 2016.
- UGAYA, C. et al. Quality Guidelines' proposal for a future Brazilian LCI database. In: Conferência Internacional Ciclo de Vida, 2., 2007, São Paulo.
- ULREICH, S. **Fuelling the Fourth Propulsion Revolution An Opportunity for All** - In collaboration with Professor Dr. Stefan Ulrich, 2022. Disponível em: https://www.ics-shipping.org/wp-content/uploads/2022/05/Fuelling-the-Fourth-Propulsion-Revolution_Full-Report.pdf. Acesso em: 15 maio 2023.

URIBE; ALBERCONI; TAVARES. Produção de biodiesel a partir do sebo bovino: viabilidade econômica e métodos de produção. In: X Congresso Nacional de Excelência em Gestão, **Anais eletrônicos**, Rio de Janeiro, 2014.

USEPA, **United States Environmental Protection Agency**. AP 42, 5.ed., v.1, cap.2: Introduction to Solid Waste Disposal. 2.1 Refuse Combustion, Final Section - Supplement B, 1996.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Compilation of Air Pollutant Emission Factors**. USEPA, 5 ed., v.1, cap. 2, 2008. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/index.html>>. Acesso em: 09 jul. 2022.

VASWANI, S. **Development of models for calculating the life cycle inventory of methanol by liquid phase and conventional production processes**. Civil Engineering Department, Raleigh, NC, 2000.

VEOLIA – Veolia ES Sheffield Limited. **Annual performance report**. Sheffield: Veolia, 2014.

VERHELST, Sebastian. et al. Methanol as a fuel for internal combustion engines. **Progress in Energy and Combustion Science**, vol. 70, p.43-88, 2019.

WEG. Catálogo Alternador síncrono WEG, modelo 251AI27, com potência de 140 kVA a 75% de carga. 2018. Disponível em: <https://www.weg.net/catalog/weg/BR/pt/Gera%C3%A7%C3%A3o%2C-Transmiss%C3%A3o-e-Distribui%C3%A7%C3%A3o/Geradores/Alternadores-para-Grupos-Geradores/Industrial/Linha-G-i-Plus/GTA251AI27-IP21-B15T-SAE-3-SAE-10/p/14408200>. Acesso em: 12 set. 2022.

WOOLCLOK, P. J.; BROWN, R. C. A review of cleaning technologies for biomass-derived syngas. **Biomass and Bioenergy**, v.52, p.54-84, 2013.

YANG, Y. et al. Gasification of refuse-derived fuel from municipal solid waste for energy production: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v.19, p.2127–2140, 2021.

ZAMAN, A. U. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 7, n. 2, p. 225-234, 2010.

ZAMORANO M., P. J. I. P.; PAVÉS I. A.; RIDAO A. R. Study of the energy potential of the biogas produced by an urban waste landfill in Southern Spain. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.11, n.5, p.909-922, 2007.

ANEXO 1 - INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA (ICVs)

Os seguintes inventários foram utilizados como referência para este trabalho:

Cenário 1

Entradas, saídas e missões para o ar – LEME, 2010 (Adaptado de USEPA (2008))

Emissões para o ar das máquinas de compactação – LEME, 2010 (Fonte: MCT, 2006)

Emissões para a água e o solo – Simapro (ELCD # AFP5MASS000044105600547)

Produção de metano no aterro – LEME, 2010

Cenário 2

Entradas e saídas – LEME, 2010

Emissões para o ar do diesel no transporte – LEME, 2010 (Adaptado de MCT (2006))

Emissões para o ar – JESWANI, 2016

Emissões para a água e o solo - Ecoinvent 3 (TREYER, 2014)

Cenário 3

Produção de CDR

Entradas - SILVA *et al.*, 2020 (baseado em dados de Rahman (2014))

Produção e reciclagem de vidro e alumínio – PRADO, 2007

Produção e reciclagem de aço - PEREZ, 2008

Compostagem – TURNER *et al.*, 2016

Biodigestão - HENRÍQUEZ, 2016; ANDREOLI *et al.*, 2013 e LEME, 2010

Produção de metanol com CDR

Produção de *syngas* – ROLFE, 2021

Síntese de metanol com *syngas* - VASWANI, 2000

Geração de eletricidade com metanol

BRYNOLF *et al.*, 2014

Cenário 1 - Aterro sanitário

Produtos e emissões	Denominação SimaPro	Unidade	Quant. p/ 1t de RSU
Entradas (energia, matérias primas e recursos naturais) (LEME, 2010)			
Diesel (máquinas de compactação)	Diesel (compaction machines)	kg	0,240
Solo (depleção recursos)	Clay {GLO} market for Cut-off, S	m ³	0,125
Saídas (energia, emissões, efluentes e resíduos sólidos)			
Geração de energia (LEME, 2010)			
Energia gerada nos MCI's	Energy generated by the internal combustion engine		584,599
Emissões no Flare (UF: 1kJ de metano) (USEPA, 2008)			
NOX	nitrogen oxides	µg	1,03E+07
CO	carbon monoxide	µg	1,20E+07
MP	Particulates, unspecified	µg	3,88E+06
Dioxinas/Furanos	Dioxins (TEQ)	pg TEQ	1,09E+05
Emissões no MCI (UF1: 1kJ de energia produzida) (LEME, 2010)			
NOX	nitrogen oxides	µg	9,36E+08
CO	carbon monoxide	µg	6,81E+08
MP	particulate matter	µg	1,87E+07
Emissões para atmosfera por fuga de biogás (LEME, 2010)			
Metano	methane	m ³	1,87E+01
Hidrogênio	hydrogen	m ³	2,90E-01
CO ₂ (Dióxido de carbono)	Carbon dioxide, biogenic	m ³	5,35E+00
Nitrogênio	Nitrogen, total	m ³	4,38E+00
Oxigênio	Oxygen	m ³	4,90E-01
Emissões diesel máquinas de compactação (MCT, 2006)			
CO	carbon monoxide	kg	1,71E-02
HC	hydrocarbon	kg	4,22E-03
NOX	nitrogen oxide	kg	2,20E-02
CO ₂	carbon dioxide	kg	7,93E-04
CH ₄	methane	kg	5,16E-05
N ₂ O	dinitrogen monoxide	kg	6,23E-06
COVNM	NON-METANIC VOLATILE ORGANIC	kg	4,10E-03

Produtos e emissões	Denominação SimaPro	Unidade	Quant. p/ 1t de RSU	
			Controladas	Não controladas
Emissões para o ar (LEME, 2010)				
Metano	methane	mg	3,08E-05	2,06E-02
CO ₂	carbon dioxide	mg	1,70E-01	1,27E-01
COVNM	Non-Methane Volatile Organic Comp	mg	5,75E-06	1,04E-04
SO ₂	sulfur dioxide	kg	9,83E+00	0,00E+00
NOX	nitrogen oxides	kg	6,51E-01	0,00E+00
CO	carbon monoxide	kg	4,84E-01	0,00E+00
MP	particulate matter	kg	2,11E-02	0,00E+00
DIOXINAS/FURANOS	Dioxins/ furans	kg TEQ	2,40E-07	0,00E+00
HCl	hydrogen chloride	g	2,97E+02	0,00E+00
1,1,2,2-tetracloroetano	Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-	mg	2,05E-08	3,70E-07
1,1-dicloroetano	Ethane, 1,1-dichloro-	mg	2,64E-08	4,76E-07
1,1-dicloroetano	Ethane, 1,1-dichloro-	mg	2,15E-09	3,88E-08
1,2-dicloroetano	Ethane, 1,2-dichloro-	mg	4,51E-09	8,12E-08
1,2 dicloropropano	Propane, 1,2-dichloro-	mg	2,26E-09	4,07E-08
Bromodiclorometano	Methane, bromodichloro-	mg	5,64E-08	1,02E-06
Clorobenzeno	chlorobenzene	mg	3,19E-09	5,63E-08
Clorodifluorometano	Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	mg	2,15E-08	2,25E-07
Cloroetano	Ethane, chloro-	mg	9,22E-09	1,68E-07
Clorofórmio	chloroform	mg	3,98E-10	7,17E-09
Clorometano	chloromethane	mg	3,19E-09	5,63E-08
Diclorobenzeno	Benzene, 1,2-dichloro-	mg	6,79E-09	1,21E-07
Diclorodifluorometano	Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	mg	3,42E-09	6,18E-08
Diclorofluorometano	Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	mg	2,15E-07	3,87E-06
Diclorometano	Methane, dichloro-, HCC-30	mg	2,97E-08	5,36E-07
Tricloroetano	Ethane, trichloro-	mg	1,32E-07	2,38E-06
Dibromo etileno	dit bromo ethylene	mg	4,09E-08	7,37E-07
Fluortriclorometano	Methane, trichlorofluoro-CFC11	mg	2,09E-11	3,76E-10
Tetracloroetano	Ethane, tetrachloro-, CFC-10	mg	1,16E-08	2,09E-07
Mercurio (total)	Mercury (total)	mg	6,84E-11	1,23E-09
Sulfeto de hidrogênio	hydrogen sulfide	mg	3,49E-10	1,16E-10
Monóxido de carbono	Carbon monoxide	mg	1,36E-07	2,46E-06
2-Propanol	2-Propanol	mg	4,36E-07	7,85E-06
Acetona	Acetone	mg	3,34E-07	6,02E-06
Benzeno	Benzene	mg	4,52E-08	8,14E-07
Acrilonitrilo	acrylonitrile	mg	1,65E-08	2,97E-07
Tolueno	Toluene	mg	3,71E-08	6,69E-07
Xileno	Xylenes	mg	3,99E-07	7,19E-06
Butano	butane	mg	1,42E-07	2,55E-06
Dissulfeto de carbono	carbon disulfide	mg	3,23E-08	5,82E-07
Sulfeto de Carbonila	carbonyl sulfide	mg	4,91E-09	8,84E-08
Dimetil sulfeto	dimethyl sulfide	mg	3,27E-09	5,89E-08
Etanol	Ethanol	mg	5,38E-08	9,70E-07
Etanotol	Ethane thiol	mg	1,39E-07	2,49E-06
Etil-benzeno	Benzene, ethyl-	mg	1,59E-08	2,86E-07
Hexano	hexane	mg	5,43E-08	9,78E-07
Butanona	Methyl ethyl ketone	mg	6,32E-08	1,14E-06
Isohexano	Pentane, 2-methyl-	mg	5,69E-08	1,02E-06
Metilmercaptana	methylmercaptan	mg	2,11E-08	3,81E-07
Pentano	pentane	mg	1,94E-08	2,41E-07
Etano	ethane	mg	2,65E-08	4,77E-07
Tetracloroetileno	Ethane, tetrachloro-	mg	2,97E-06	5,36E-05
Propano	Propane	mg	6,82E-08	1,23E-06
t-1,2-Dicloroetano	Ethane, 1,2-dichloro-	mg	5,99E-08	9,71E-07
Cloroeto de vinila	Ethane, chloro-	mg	3,02E-08	5,43E-07
Vinil clorido HAP/VOC	Vinyl chloride HAP/VOC	mg	5,07E-08	9,13E-07

Emissões para a água (Simapro)

Process name	Landfill of municipal solid waste, landfill including landfill gas utilisation
Process identifier	AFP5MASS000044105600547
Generator	Conversion from ELCD to SimaPro was done by PRé Consultants.

Produção de metano do aterro

Ano	RSU [t]	Produção de Metano [t/ano]	Emissões de Metano[m3 médios/h]	Emissões de Metano[m3 médios/ano]	Ano	RSU [t]	Produção de Metano [t/ano]	Emissões de Metano [m3 médios/h]	Emissões de Metano[m3 médios/ano]
1996	2437	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2037	0	7,40E+02	1,25E+02	1,10E+06
1997	26989	1,43E+01	2,42E+00	2,12E+04	2038	0	6,85E+02	1,16E+02	1,02E+06
1998	35886	1,72E+02	2,91E+01	2,55E+05	2039	0	6,34E+02	1,07E+02	9,37E+05
1999	39931	3,70E+02	6,26E+01	5,48E+05	2040	0	5,87E+02	9,92E+01	8,69E+05
2000	43857	5,78E+02	9,76E+01	8,55E+05	2041	0	5,44E+02	9,19E+01	8,05E+05
2001	43297	7,93E+02	1,34E+02	1,17E+06	2042	0	5,03E+02	8,51E+01	7,45E+05
2002	48880	9,88E+02	1,67E+02	1,46E+06	2043	0	4,66E+02	7,88E+01	6,90E+05
2003	45961	1,20E+03	2,03E+02	1,78E+06	2044	0	4,31E+02	7,29E+01	6,39E+05
2004	47520	1,38E+03	2,34E+02	2,05E+06	2045	0	3,99E+02	6,75E+01	5,91E+05
2005	50361	1,56E+03	2,64E+02	2,31E+06	2046	0	3,70E+02	6,25E+01	5,48E+05
2006	53414	1,74E+03	2,94E+02	2,58E+06	2047	0	3,42E+02	5,79E+01	5,07E+05
2007	55742	1,93E+03	3,25E+02	2,85E+06	2048	0	3,17E+02	5,36E+01	4,70E+05
2008	56556	2,11E+03	3,57E+02	3,13E+06	2049	0	2,94E+02	4,96E+01	4,34E+05
2009	57382	2,29E+03	3,87E+02	3,39E+06	2050	0	2,72E+02	4,59E+01	4,02E+05
2010	58219	2,45E+03	4,15E+02	3,64E+06	2051	0	2,52E+02	4,25E+01	3,72E+05
2011	59069	2,62E+03	4,42E+02	3,87E+06	2052	0	2,33E+02	3,94E+01	3,45E+05
2012	59932	2,77E+03	4,68E+02	4,10E+06	2053	0	2,16E+02	3,65E+01	3,20E+05
2013	60807	2,92E+03	4,93E+02	4,32E+06	2054	0	2,00E+02	3,38E+01	2,96E+05
2014	61695	3,06E+03	5,17E+02	4,53E+06	2055	0	1,85E+02	3,13E+01	2,74E+05
2015	62595	3,19E+03	5,40E+02	4,73E+06	2056	0	1,71E+02	2,89E+01	2,53E+05
2016	63509	3,32E+03	5,62E+02	4,92E+06	2057	0	1,59E+02	2,68E+01	2,35E+05
2017	0	3,45E+03	5,83E+02	5,11E+06	2058	0	1,47E+02	2,48E+01	2,17E+05
2018	0	3,20E+03	5,40E+02	4,73E+06	2059	0	1,36E+02	2,30E+01	2,01E+05
2019	0	2,96E+03	5,00E+02	4,38E+06	2060	0	1,26E+02	2,13E+01	1,87E+05
2020	0	2,74E+03	4,63E+02	4,06E+06	2061	0	1,17E+02	1,97E+01	1,73E+05
2021	0	2,54E+03	4,29E+02	3,76E+06	2062	0	1,08E+02	1,82E+01	1,59E+05
2022	0	2,35E+03	3,97E+02	3,48E+06	2063	0	9,99E+01	1,69E+01	1,48E+05
2023	0	2,17E+03	3,67E+02	3,21E+06	2064	0	9,25E+01	1,56E+01	1,37E+05
2024	0	2,01E+03	3,40E+02	2,98E+06	2065	0	8,56E+01	1,45E+01	1,27E+05
2025	0	1,86E+03	3,15E+02	2,76E+06	2066	0	7,93E+01	1,34E+01	1,17E+05
2026	0	1,73E+03	2,92E+02	2,56E+06	2067	0	7,34E+01	1,24E+01	1,09E+05
2027	0	1,60E+03	2,70E+02	2,37E+06	2068	0	6,80E+01	1,15E+01	1,01E+05
2028	0	1,48E+03	2,50E+02	2,19E+06	2069	0	6,29E+01	1,06E+01	9,29E+04
2029	0	1,37E+03	2,32E+02	2,03E+06	2070	0	5,83E+01	9,84E+00	8,62E+04
2030	0	1,27E+03	2,14E+02	1,87E+06	2071	0	5,39E+01	9,11E+00	7,98E+04
2031	0	1,17E+03	1,98E+02	1,73E+06	2072	0	4,99E+01	8,44E+00	7,39E+04
2032	0	1,09E+03	1,84E+02	1,61E+06	2073	0	4,62E+01	7,81E+00	6,84E+04
2033	0	1,01E+03	1,70E+02	1,49E+06	2074	0	4,28E+01	7,23E+00	6,33E+04
2034	0	9,32E+02	1,58E+02	1,38E+06	2075	0	3,96E+01	6,70E+00	5,87E+04
2035	0	8,63E+02	1,46E+02	1,28E+06	2076	0	3,67E+01	6,20E+00	5,43E+04
2036	0	7,99E+02	1,35E+02	1,18E+06					
					Média	49.239,95	1.007,07		1.490.935,78
					Soma:	1.034.039,00	81.572,30		120.765.798,00

Volume total de metano capturado (75%):	90.574.348,50	m3	(75% de emissões)
	2,32		
Volume total de metano destinado ao MCI (62%):	56.156.096,07	m3	(62% de emissões capturadas)
Volume de metano destinado ao MCI por ton RSU:	54,308	m3/t RSU	
Energia de metano destinado ao MCI por ton RSU:	868,920	MJ/ t RSU	
Volume total de metano destinado ao flare:	34.418.252,43	m3	(38% de emissões capturadas - não destinado ao MCI)
Volume de metano destinado ao flare por ton RSU:	33,285	m3/t RSU	
Energia de metano destinado ao flare por ton RSU:	532,564	MJ/ t RSU	
Volume de fuga metano para atmosfera por ton RSU:	29,20	m3/t RSU	
Energia gerada no aterro	584.598,84	MJ/t	
Fuga de metano p/ atmosfera por 1t RSU:	29,20	m3/t	

Cenário 2 - Incineração

Material	Denominação SimaPro	Unidade	Quantidade
Entradas (energia, matérias primas e recursos naturais) (LEME, 2010)			
Energia para o processo		MJ	432,00
Diesel (transporte de subprodutos)		kg/t RSU	1,40E-01
Óxido de cálcio (CaO)		kg/t RSU	2,00E+01
Uréia (CH ₄ N ₂ O)		kg/t RSU	3,70E+00
Saídas (energia, emissões, efluentes e resíduos sólidos)			
Geração de energia (LEME, 2010)			
Energia gerada na incineração		MJ/t RSU	1.437,00
Emissões diesel no transporte (MCT, 2006)			
CO	carbon monoxide	kg/t RSU	9,96 E-03
HC	hydrocarbon	kg/t RSU	2,45E-03
NOX	nitrogen oxide	kg/t RSU	1,28E-02
CO2	carbon dioxide	kg/t RSU	4,61E-04
CH4	methane	kg/t RSU	3,00E-05
N2O	dinitrogen monoxide	kg/t RSU	3,62E-06
COVNM	NON-METANIC VOLATILE ORGANIC CO	kg/t RSU	2,42E-03
Emissões para o ar (JESWANI, 2016)			
CO2 (fóssil)	carbon dioxide, fossil	g/t RSU	4,52E+05
CO	carbon monoxide	g/t RSU	4,87E+01
SO2	sulfur dioxide	g/t RSU	9,49E+01
NOx	nitrogen oxides	g/t RSU	9,00E+02
N2O	dinitrogen monoxide	g/t RSU	1,70E+00
HCl	hydrogen chloride	g/t RSU	3,23E+01
NH3	Ammonia	g/t RSU	1,79E+01
HF	hydrogen fluoride	g/t RSU	3,00E+00
PM (Particulados)	Particulate matter	g/t RSU	1,79E+01
Dioxinas/Furanos	Dioxins/ furans	g/t RSU	9,23E-08
PAH (Hidrocarbonetos poliaromáticos)	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	g/t RSU	1,70E-03
Cádmio e tálio	Cadmium and thallium	g/t RSU	5,10E-03
Mercurio	Mercury	g/t RSU	7,70E-03
Outros metais pesados	Heavy metals, unspecified	g/t RSU	1,03E-01

Emissões para a água (Simapro - Adaptado)	
Process name	Municipal solid waste (waste treatment) {RoW} treatment of municipal solid waste, incineration APOS, S
Process identifier	AFP5MASS000044105600547
Generator	Conversion from ELCD to SimaPro was done by PRé Consultants.

Cenário 3 - Produção de metanol

Produção de CDR

Material	Unidade	Quantidade p/ 1t de CDR	Quantidade p/ 276 kg de CDR seco
Entradas (matérias primas e recursos naturais)			
Energia elétrica p/ processamento	MJ	200,16	69,055
Energia elétrica p/ secagem	MJ	400,00	138,000
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)			
CDR (energia)	MJ	-	8.454,656

Reciclagem de vidro

Material	Denominação SimaPro	Unidade	Quantidade p/ 7,05 kg de vidro usado
Entradas (matérias primas e recursos naturais)			
Água	Water, well, BR	l	2,00
Óleo combustível	Heavy fuel oil {BR} market for	l	0,02
Lenha		kg	0,19
Soda cáustica (NaOH)	Sodium hydroxide, without water	kg	0,07
Energia	Eletricidade Brasil	MJ	115,73
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)			
Cinzas	Slags and ashes	kg	0,00
Efluentes	Process effluent	l	2,00
Resíduos sólidos	Waste, unspecified	kg	0,02
Produto final (vidro reciclado)			
Vidro reciclado		kg	6,65

Fabricação de vidro

Material	Denominação SimaPro	Unidade	Quantidade p/ 6,65 kg de vidro
Entradas (matérias primas e recursos naturais)			
Água	Water, well, BR	l	0,67
Óleo combustível	Heavy fuel oil {BR} market for heavy f	l	0,01
Sal (NaCl)	Salt {GLO} market for salt APOS, S	l	0,33
Soda cáustica (NaOH)	Sodium hydroxide, without water, in 50%	l	1,50
Areia	Sand	kg	4,66
Barrilha	Dummy Sodium carbonate/kg/RNA	kg	1,00
Dolomita	Dolomite {RoW} market for dolomite	kg	0,58
Calcário	Limestone, unprocessed {RoW} limes	kg	0,47
Feldspato	Feldspar {RoW} production APOS, S	kg	0,91
GLP	Natural gas, high pressure {BR} market	kg	0,02
Energia	Eletricidade Brasil	MJ	232,78
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)			
Cinzas	Slags and ashes	kg	0,33
Perdas no processo	Waste, unspecified	kg	0,83
Efluentes	Process effluent	l	0,67
Resíduos sólidos	Waste, unspecified	kg	0,23

Reciclagem de alumínio

Material	Unidade	Quant. p/ 4kg de alumínio usado
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Diesel	l	0,03
Energia	MJ	4,89
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Resíduos sólidos	kg	0,16
Refugo do processo	kg	0,21
Cinzas	kg	0,11
Produto final (alumínio reciclado)		
Alumínio reciclado	kg	3,57

Produção de alumina

Material	Unidade	Quantidade p/ 6,82 kg de alumina
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Óleo combustível	kg	0,84
Água		1,46
Bauxita	kg	17,07
Vapor	kg	0,86
Soda	kg	0,96
Sal	kg	0,02
Floculante	kg	0,01
Energia	MJ	86,47
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Resíduo mineral	kg	0,03
Efluentes	kg	2,34
Resíduo sólido	kg	6,99

Fabricação de alumínio

Material	Unidade	Quantidade p/ 3,57 kg de alumínio
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Óleo combustível	l	0,96
Diesel	l	0,12
Água	l	0,45
Alumina	kg	6,83
Carbano eletrodo	kg	0,96
Carvão cuba	kg	0,01
Aço	kg	0,00
Fluoreto de alumínio (AlF ₂)	kg	0,11
Hidróxido de alumínio (Al(OH) ₃)	kg	0,01
Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)	kg	0,02
Coque	kg	0,82
Energia	MJ	521,97
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Resíduo mineral	kg	0,46
Efluentes	l	0,45
Cinzas	kg	0,29
Perdas no processo	kg	2,42

Reciclagem de aço

Material	Unidade	Quant. p/ 15,2kg de sucata
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Coque	g	1.185,60
Água	l	15,20
Energia	MJ	110,13
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões para o ar:		
CO ₂	g	5.209,39
CO	g	42,82
SO ₂	g	14,27
NO _x	g	11,42
Metano	g	9,99
Hidrocarbonetos (outros)	g	1,43
COVs (VOCs)	g	1,43
Particulados	g	4,28
Emissões para a água:		
Cloretos	g	14,27
Sólidos suspensos	g	1,43
Águas residuais	l	3,00
Resíduos sólidos:		
Escórias	g	157,00
Outros materiais	g	178,40
Produto final (aço reciclado)		
Aço reciclado	kg	14,27

Fabricação de aço

Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões para o ar:		
CO ₂	g	28.359,06
CO	g	369,65
SO ₂	g	29,97
NO _x	g	34,25
Metano	g	2,85
Hidrocarbonetos (outros)	g	199,81
H ₂ S	g	1,43
COVs(VOCs)	g	1,43
Particulados	g	25,69
Vapor de água	g	107,04
Emissões para a água:		
Cloretos	g	4,28
Sólidos suspensos	g	1,43
Amônia (NH ₃)	g	1,43
Águas residuais	l	4,00
Emissões para o solo:		
Refugo de mineração	g	34.167,89
Resíduos sólidos:		
Escórias	g	356,81
Poeiras e lamas	g	142,72
Carepas e finos	g	242,63
Outros materiais	g	185,54

Compostagem

Material	Unidade	Quant. p/ 17kg de resíduo orgânico
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Pré-tratamento		
Diesel	g	1,42
Eletricidade	MJ	0,07
Compostagem aeróbica		
Diesel	g	51,00
Eletricidade	MJ	0,03
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões para o ar		
Metano (CH ₄)	g	35,70
Monóxido de dinitrogênio (N ₂ O)	g	25,50

Biodigestor

Material	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
Entradas (energia, matérias primas e recursos naturais)		
Produtos		
RSU (parcela orgânica não compost)	kg	517,99
Cal virgem	kg	109,64
Energia		
Energia eléctrica	MJ	91,95
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Produtos		
Biogás	m3	76,63
Subprodutos		
Biofertilizante (após calagem)	kg	328,91
Energia		
Energia eléctrica	MJ	824,85
Produtos evitados		
Fertilizante industrial	MJ	46,99

Produção de *syngas* com CDR

- Secagem do linhito

Material	Unidade	Quant. p/ 69 kg de lignito seco (276 kg CDR)
Entradas		
Linhito	kg	132,902
Eletricidade	MJ	489,374
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Água	m3	0,066
Produtos e subprodutos		
Linhito seco	m3	69,000

- Gaseificação

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Lignito seco	kg	69,0
CDR (SRF)	kg	276,0
Eletricidade	MJ	4,6
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Cinzas	kg	43,8
Produtos e subprodutos		
Syngas bruto	kg	658,4

- Cold scrub

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Syngas bruto	kg	658,395
Água	kg	339,038
Eletricidade	MJ	0,131
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Cinzas	kg	8,765
Água	m ³	0,165
HCl	kg	0,008
Produtos e subprodutos		
Syngas limpo	kg	529,15

- Shift Reaction

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Syngas limpo	kg	529,15
Eletricidade	MJ	0,07
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Água	m ³	0,08
Produtos e subprodutos		
Syngas (shift)	kg	582,90

- Acid Gas Removal

Material	Unidade	Quant. p/ 276 kg de CDR (SRF)
Entradas		
Syngas (shift)	kg	582,90
Metanol	kg	18,61
Eletricidade	MJ	3,20
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões		
Metano	kg	0,08
Monóxido de carbono	kg	0,08
Dióxido de carbono	kg	264,04
Hidrogênio	kg	0,03
Sulfeto de hidrogênio	kg	0,08
Metanol	kg	20,76
Amônia	kg	0,02
Dióxido de nitrogênio	kg	2,89
Produtos e subprodutos		
Syngas p/ prod metanol (H ₂ + CO)	kg	251,645

Síntese de metanol com syngas

Material	Unidade	Quantidade p/ 190,7 kg de metanol
Entradas (matérias primas e recursos naturais)		
Syngas p/ prod metanol (H ₂ + CO)	kg	251,64
Energia elétrica para produção de metanol	MJ	10,95
Energia elétrica p/ tratamento da água	kWh	5,08
Vapor (164oC, 100psia)	kg	150,50
Saídas (emissões, efluentes e resíduos sólidos)		
Emissões		
CO	kg	0,0048
Metanol (COV)	kg	0,0124
Outros COVs	kg	0,0043
CO ₂	kg	5,0718
Resíduos sólidos	kg	0,7055
Produtos		
Metanol (83oC, 30psia)	kg	190,67
Subprodutos		
Água (126oC, 33psia)	kg	5,37
Vapor (228oC, 387,7psia)	kg	133,71
Vapor (164oC, 100psia)	kg	38,37

Queima do metanol no GMG

Material	Unidade	Quantidade p/ 1 t de RSU
Entradas (energia, matérias primas e recursos naturais)		
Metanol (produzido por CDR)	kg	190,70
Saídas (energia, emissões, produtos e subprodutos)		
Emissões para o ar		
CO ₂ (fóssil)	kg	131,19
CO ₂ (orgânico)	kg	131,19
NO _x	kg	1,0647
PM ₁₀	kg	0,0164
Energia		
Eletricidade	MJ	1.398,467
Produtos evitados		
Metanol (de origem fóssil)	kg	190,70