

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
ENERGIA

Jesús Manuel Humánez Humánez

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL E
ENERGETICO DA PRODUÇÃO DE HIDROGÊNIO A PARTIR
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (*MSW-to-H₂*)

Documento de defesa ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências em Engenharia de Energia

Área de Concentração: Energia, sociedade e meio ambiente

Prof. Dr. Rafael Silva Capaz
(Orientador – UNIFEI)

Maio de 2024
Itajubá-MG

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
ENERGIA

Jesús Manuel Humánez Humánez

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL E
ENERGETICO DA PRODUÇÃO DE HIDROGÊNIO A PARTIR
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (*MSW-to-H₂*)

**Documento de defesa ao Programa de Pós-Graduação
em Engenharia de Energia como parte dos requisitos
para a obtenção do Título de Mestre em Ciências em
Engenharia de Energia**

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Regina Mambeli Barros (UNIFEI)

Prof. Dr. Marcio Montagnana Vicente Leme (UFLA)

Mai de 2024

Itajubá-MG

RESUMO

A busca por alternativas para o gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), frente ao seu aumento contínuo, coexiste com as metas ambiciosas de oferta e uso de energia com melhor desempenho ambiental. Neste último caso, o hidrogênio (H_2) se destaca devido à sua alta densidade energética e às diversas formas de produção e uso. Neste contexto, este trabalho explora, a partir da Análise do Ciclo de Vida (ACV), o desempenho energético e ambiental de quatro possíveis rotas de produção de hidrogênio a partir de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) (*MSW-to- H_2*). As rotas consideradas foram: I) eletrólise de água com eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário; II) reforma a vapor de biogás proveniente de aterro sanitário; III) eletrólise com eletricidade obtida da incineração de RSU; e IV) gaseificação de CDR (Combustíveis Derivados de Resíduos), obtido de RSU. A produção convencional de hidrogênio, ou seja, pela Reforma a Vapor de Metano (Steam Methane Reforming-SMR) foi usada como *baseline*. Os inventários de ciclo de vida, que abrangeram desde o transporte e gerenciamento dos RSU até a produção de H_2 , foram ajustados para condições brasileiras, assumindo a gestão de RSU do aterro sanitário de Betim (Minas Gerais). O desempenho energético foi estimado pela relação entre a produção de hidrogênio e o aporte direto de energia ao longo do ciclo de vida. O desempenho ambiental das rotas baseadas em RSU, considerou a disposição final de RSU em aterro sanitário como cenário contrafactual. Para tal, a partir do método *Recipe Midpoint (H)*, foram consideradas as seguintes categorias de impacto para a obtenção de $1,0\text{ kgH}_2$: mudanças climáticas, acidificação terrestre, material particulado, formação de oxidantes fotoquímicos, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade de água doce. A Rota IV apresentou-se com maior eficiência energética (33,51%, $22,09\text{ kgH}_2/\text{tRSU}$) distando-se da menor eficiência apresentada pela Rota I (4,92%, $3,24\text{ kgH}_2/\text{tRSU}$). Em termos de desempenho ambiental, nenhuma das rotas se sobressaiu em todas as categorias analisadas. A rota *baseline* apresentou desempenho inferior apenas em duas categorias: mudanças climáticas ($11,60\text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$, ou 0,61-2,19% maior que as rotas baseadas em RSU) e ecotoxicidade de água doce ($13,00\text{ g1,4-DB}_{\text{eq}}/\text{kgH}_2$, ou 0,21%-1,92% maior que as rotas baseadas em RSU). Ainda assim, a Rota III foi a melhor na categoria de mudanças climáticas, com um resultado de $-14,40\text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$ o principal contribuinte são as emissões evitadas do cenário contrafactual, as quais são principalmente de CH_4 e em comparação com as emissões de CO_2 tem maior fator de caracterização nesta categoria.

Palavras-Chaves: Hidrogênio; Resíduos Sólidos Urbanos; Análise Energética; Análise de Ciclo Vida.

ABSTRACT

The search for alternatives for the management of Municipal Solid Waste (MSW), given its continuous increase, coexists with ambitious goals for the supply and use of energy with better environmental performance. In the latter case, hydrogen (H_2) stands out due to its high energy density and the various ways it can be produced and used. In this context, this work explores, through Life Cycle Assessment (LCA), the energy and environmental performance of four possible routes for hydrogen production from MSW (*MSW-to- H_2*). The routes considered were: I) water electrolysis with electricity obtained from landfill biogas; II) steam reforming of biogas from landfill; III) electrolysis with electricity obtained from MSW incineration; and IV) gasification of RDF (Refuse-Derived Fuel) obtained from MSW. Conventional hydrogen production, by Steam Methane Reforming (SMR), was used as a baseline. The life cycle inventories, which covered from the transport and management of MSW to H_2 production, were adjusted for Brazilian conditions, assuming the MSW management of the Betim (Minas Gerais) landfill. Energy performance was estimated by the ratio between hydrogen production and the direct energy input throughout the life cycle. The environmental performance of the MSW-based routes considered the final disposal of MSW in a landfill as a counterfactual scenario. For this purpose, using the Recipe Midpoint (H) method, the following impact categories were considered for obtaining 1.0 kg H_2 : climate change, terrestrial acidification, particulate matter formation, photochemical oxidant formation, human toxicity, terrestrial ecotoxicity, and freshwater ecotoxicity. Route IV showed the highest energy efficiency (33.51%, 22.09 kg H_2 /tMSW), standing out from the lowest efficiency presented by Route I (4.92%, 3.24 kg H_2 /tMSW). In terms of environmental performance, none of the routes excelled in all the categories analyzed. The baseline route showed inferior performance in only two categories: climate change (11,60 kgCO_{2eq}/kg H_2 , or 0,61%-2,19% higher than the MSW-based routes) and freshwater ecotoxicity (13,00 g1,4-DB_{eq}/kg H_2 , or 0,21%-1,92% higher than the MSW-based routes). Even so, Route III was the best in the climate change category, with a result of -14.40 kgCO_{2eq}/kg H_2 ; the main contributor is the avoided emissions from the counterfactual scenario, which are mainly CH₄ and, compared to CO₂ emissions, have a higher characterization factor in this category.

Keywords: Hydrogen; Municipal Solid Waste; Energy Analysis; Life Cycle Assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Porcentagem de Geração de RSU por regiões em 2018; Fonte: adaptado de (World Bank, 2018)	16
Figura 2: Quantidade de geração de RSU por regiões em 2018; Fonte: Adaptado (World Bank, 2018).	16
Figura 3: Tratamento dos RSU no mundo; Fonte: Adaptado (World Bank, 2018).....	17
Figura 4: Incinerador de parrilha moveis (a); Forno de leito fluidizado(b); Forno rotatório(c); Fonte: (Santangelo, 2015).	24
Figura 5: Rotas atuais de produção de H ₂ ; Fonte: Adaptado de (Chaudhary et al., 2024).	27
Figura 6: Rotas de produção de H ₂ a partir de RSU (<i>MSW-to-H₂</i>).....	28
Figura 7: Rendimento teórico da produção de hidrogênio reportado pelas rotas. Fonte: Autor	40
Figura 8: Rotas de produção de H ₂ a partir de RSU (<i>MSW-to-H₂</i>). MCI: Motor de Combustão Interna; SMR: Reforma de Metano a Vapor; CDR: Combustível derivado de resíduos; GN: Gas Natural.	44
Figura 9: Diagrama Sankey de energia das rotas;(A) Rota I;(B) Rota II; (C)Rota III; (D) Rota IV.	53
Figura 10: Caracterização dos impactos ambientais para cada rota. CC: Climate Change; TAc: Terrestrial acidification; HT: Human Toxicity; POF: Photochemical oxidant formation; PMF: Particulate matter formation; Tec: Terrestrial ecotoxicity; WEc: Freshwater ecotoxicity.	55
Figura 11: Gráficos de contribuição para cada categoria das rotas <i>MSW-to-H₂</i> ; A) Mudanças climáticas; B) Acidificação Terrestre; C) Formação de oxidantes fotoquímicos; D) Material particulado; E) Toxicidade humana; F) Ecotoxicidade terrestre; G) Ecotoxicidade de água doce	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Participação regional na geração de RSU em 2022; Fonte:ABREMA,2023.....	17
Tabela 2: Comparação da Composição Gravimétrica do RSU de Brasil e outros países.....	19
Tabela 3: Gravimetria dos materiais recuperados em 2022 pelo sistema de logística reversa no Brasil; Fonte: Adaptada de ABREMA 2023.....	19
Tabela 4: Comparação das eletrólises tipo PEM e Alcaline; Fonte: Adaptado de (Zeng & Zhang, 2010)	31
Tabela 5: Comparativas das tecnologias de eletrólise; Fonte: adaptada de (Zeng & Zhang, 2010).31	
Tabela 6: Tabela descritiva dos artigos.....	38
Tabela 7: Revisão dos estudos para o desempenho ambiental das rotas.....	42
Tabela 8: Composição dos RSU da cidade de Betim-MG (Cerqueira et al., 2025)	46
Tabela 9: Análise próxima e Última do CDR Betim-MG	47
Tabela 10: Principais fluxos característicos de cada rotas normalizadas para a obtenção de 1,0 kg de hidrogênio (200 bar) e eficiência energética.	49
Tabela 11: Caracterização dos impactos ambientais para rotas MSW-to-H ₂ para a obtenção de 1,0 kg de hidrogênio (200 bar).....	54

LISTA DE ABREVIACÕES

°C	graus Celsius
6FDA	Hexafluoroisopropilideno
ACV	Análise de Ciclo de Vida
AEC	<i>Alkaline electrolyser</i> / Eletrolisador alcalino
Al	Alumínio
Al ₂ O ₃	Alumina
BBEST	Brazilian Bioenergy Science and Technology Conference
CBPE	Congresso Brasileiro de Planejamento Energético
CDR	Combustíveis Derivados de Resíduos
CeO ₂	Oxido de Cério
Ce	Cério
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
d	dia
eq	equivalente
g	gramas
GEE	Gases de Efeito Estufa
GJ	Giga-Joules
GWh	Gigawatt-hora
h	horas
H ₂	Hidrogênio
H ₂ O	Água/Vapor de água
H ₂ S	Gás sulfúrico
KA	quilo ampere
kg	quilograma
KOH	Hidróxido de potássio
KSA	Arabia Saudita
kt	quilo-toneladas
kWh	quilowatt-hora
LCOH	<i>Levelized Cost of Hydrogen</i> / Custo Nivelado de Hidrogênio
m/s	metros por segundos

m ³ /h	metros cúbicos hora
m ³	metros cúbicos
MCI	Motores de Combustão Interna
MES	Eletrossíntese microbiana
MgO	Oxido de magnésio
MJ	Mega-joules
mm	milímetros
Mpa	Mega Pascal
MSW	<i>Municipal Solid Waste</i>
Mt	Megatoneladas
MW	Megawatt
MWh	Megawatt-hora
N/A	Não aplica
N ₂	Nitrogênio
Ni	Níquel
Nm ³ /h	Normal metro cúbico por hora
NMVOC	Composto Orgânico Volátil não Metano
O ₂	Oxigênio
PEM	<i>Proton Exchange Membrane</i> / Membrana de troca de prótons
PM	Material Particulado
PSA	<i>Pressure Swing Adsorption</i> / Adsorção por oscilação de pressão
RE	Razão de Equivalência
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SMR	<i>Steam Methane Reform</i> /Reforma a Vapor de Metano
SOEC	<i>Solid Oxide Electrolysis Cell</i> / Célula eletrolítica de óxido sólido
SO ₂	Dióxido de enxofre
t	Toneladas
TJ	Tera Joules
v.8	versão 8
v	voltagem
WGS	<i>Water gas Shift</i> / Deslocamento água-gás
WTE	<i>Waste-to-Energy</i>

Sumário

RESUMO	2
ABSTRACT.....	3
LISTA DE FIGURAS	4
LISTA DE TABELAS	5
LISTA DE ABREVIACÕES.....	6
1. Introdução	10
2. Objetivos	12
2.1. Objetivo geral.....	12
2.2. Objetivos específicos.....	12
3. Revisão bibliográfica.....	13
3.1. Hidrogênio e transição energética	13
3.2. Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos.....	15
3.2.1. Disposição final em aterro	19
3.2.2. Incineração de resíduos sólidos urbanos.....	21
3.2.3. Valorização do RSU	25
3.3. Rotas de produção de hidrogênio	26
3.3.1. Eletrólise a partir da eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário.	29
3.3.2. Eletrólise a partir de eletricidade obtida de incineração de RSU	31
3.3.3. Gaseificação de RSU e produção de gás de síntese.....	32
3.3.4. Reforma a vapor de biogás proveniente de aterro sanitário	36
3.4. Desempenho técnico das rotas <i>MSW-to-H₂</i>	37
3.5. Desempenho ambiental das rotas <i>MSW-to-H₂</i>	41
4. Metodologia	43
4.1. Definição de escopo e fronteiras	43
4.2. Caracterização das rotas avaliadas	44

4.3. Avaliação do desempenho energético e ambiental.....	47
5. Resultados e Discussão.....	49
5.1. Desempenho energético das rotas <i>MSW-to-H₂</i>	49
5.2. Desempenho ambiental das rotas <i>MSW-to-H₂</i>	54
5.2.1. Mudanças climáticas (<i>Climate Change</i>):.....	57
5.2.2. Acidificação Terrestre (<i>Terrestrial acidification</i>):	60
5.2.3. Formação de oxidantes fotoquímicos (<i>Photochemical oxidant formation</i>):.....	61
5.2.4. Material particulado (<i>Particulate matter formation</i>):.....	61
5.2.5. Toxicidade humana (<i>Human Toxicity</i>):	62
5.2.6. Ecotoxicidade terrestre (<i>Terrestrial ecotoxicity</i>):	63
5.2.7. Ecotoxicidade de água doce (<i>Freshwater ecotoxicity</i>):	64
5.3. Oportunidades de melhoria e desafios.....	65
6. Conclusões.....	66
7. Sugestão de próximos estudos.....	68
8. Produtos	69
Referências Bibliográficas	70
Anexo A.....	88
Anexo B	99

1. Introdução

O hidrogênio (H_2) é um dos elementos mais abundantes na Terra e pode ser encontrado em outras substâncias, como a água, os hidrocarbonetos ou o álcool; bem como biomassa vegetal e animal. Na busca por alternativas aos atuais combustíveis fósseis, o H_2 ocupa posição estratégica para o setor energético e outros setores da economia, visto sua aplicabilidade, variabilidade de rotas de produção, disponibilidade de recursos para sua obtenção, e densidade energética (120 MJ/kg) consideravelmente maior que combustíveis convencionais (10-50 MJ/kg) (Hren et al., 2023); ou seja, o H_2 é considerado um “catalisador” para a transição energética devido a suas propriedades (Khila et al., 2016).

Atualmente, o uso direto de hidrogênio ocorre principalmente nos setores de refino de petróleo e na indústria química. Mesmo assim, no cenário global, está previsto que até 2070, o uso direto de hidrogênio se expanda para outros setores, incluindo transporte, geração de energia, infraestrutura, e indústria química (IPEA, 2020).

As políticas energéticas para promover a utilização de H_2 , em geral, são motivadas pelo seu eventual potencial de descarbonização, e consequentemente, mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, além melhoria da segurança energética (Hajjaji et al., 2013; Oliveira, 2022; Azad & Khan, 2021a)

Na mesma linha, o H_2 , que pode ser obtido com baixas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), é reconhecido como uma opção fundamental para cumprir os compromissos de mitigação emissões líquidas de GEE, que alguns governos anunciaram nos últimos anos. A produção e o uso do hidrogênio de baixa emissão estão em expansão. Embora sua adoção como matéria-prima industrial limpa e vetor energético ainda esteja em estágio inicial, a expectativa é que, globalmente, a geração de H_2 de baixa emissão atinja 24 Mt até 2030 (IEA, 2016).

Atualmente, diferentes tecnologias e recursos estão sendo investigados para a produção de hidrogênio. O principal motivo é obter uma rota com baixas emissões de GEE e impactos ambientais, além de tecno-economicamente viável. Um dos recursos potenciais para a geração de hidrogênio são os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que estariam disponíveis em grandes quantidades e não necessariamente dispostos de forma adequada em várias localidades (ONU, 2022).

Anualmente, uma quantidade estimada de 11,2 bilhões de toneladas de RSU é coletada em todo o mundo, conforme ONU, (2022). No Brasil, no ano de 2022, estima-se que aproximadamente 77,1 milhões de toneladas de RSU foram geradas, tendo o país uma geração de mais de 211 mil toneladas de RSU por dia, segundo ABREMA, (2023). Diante da grande e inevitável geração de RSU,

os países, estão buscando tecnologias e inovações que lhes permitam tratar e aproveitar esses resíduos (IPEA, 2020).

Segundo Eurostat (2012), na Europa, para os RSU existem os seguintes destinos: aterros sanitários (40%), incineração com recuperação de energia (18%), reciclagem (18%) e compostagem (14%). Nos EUA, US EPA, (2012) menciona que os principais destinos para os RSU são: aterros sanitários (54%), incineração com geração de energia (12%), reciclagem (26%) e compostagem (8%). Por sua vez, no Brasil o principal destino dos RSU são os aterros sanitários (58%), embora cerca de 42% não sejam tratados e destinados adequadamente, em aterros controlados e lixões (Abrelpe, 2018). Vale ressaltar que os lixões foram proibidos em 2010 pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) e os aterros sanitários constituem-se no método de tratamento e disposição final ambientalmente adequada, uma vez que deve seguir normas específicas para projeto, operação e encerramento seguindo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), além de estarem sujeitos a legislação e ao licenciamento ambiental, isso não ocorre em os aterros controlados.

O World Bank, (2018) indica que as principais tecnologias implementadas nível mundial para o tratamento final e aproveitamento de RSU são: reciclagem, aterro sanitário, compostagem e incineração. Katakjwala et al. (2020); no entanto, mencionam que para uma cidade moderna, o melhor mecanismo de gestão de RSU devem contemplar a combinação de aterros sanitários, compostagem e/ou incineração.

Neste contexto, este trabalho investigou a possível convergência entre a busca por alternativas para a gerenciamento dos RSU frente à sua geração crescente – e por vezes, manejo inadequado – e às metas ambiciosas de oferta de hidrogênio com bom desempenho ambiental.

As principais tecnologias de tratamento de RSU envolvidas no presente trabalho são: aterro sanitários, incineração e gaseificação. No caso de aterro sanitários, a escolha baseia-se no fato de configurarem o principal destino e forma de tratamento para os RSU no Brasil. A incineração, por sua vez, pode ser uma alternativa de tratamento para os RSU no Brasil, devido a maturidade tecnológica e possível viabilidade para grandes centros urbanos com grande geração de resíduos, mais exatamente para cidades que gerem aproximadamente 500 tRSU/dia (Tan et al., 2015). Por fim, a Gaseificação surge como um cenário em desenvolvimento a qual também pode garantir a valorização energética aos RSU. A integração das tecnologias de tratamento dos RSU à geração de hidrogênio, deu-se a partir de rotas já consolidadas no mercado para a produção de hidrogênio como a eletrólise da água e a reforma a vapor de metano.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Avaliar o desempenho energético e ambiental da produção de hidrogênio a partir de RSU (*MSW-to-H₂*), considerando os seguintes cenários: I) eletrólise com eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário; II) reforma a vapor de biogás proveniente de aterro sanitário; III) eletrólise com eletricidade obtida de incineração de RSU; e IV) gaseificação de RSU.

2.2. Objetivos específicos

- Descrever, em termos de rendimento e processos envolvidos, as rotas produtivas de H₂ exclusivamente a partir de RSU;
- Estimar o desempenho energético das rotas de H₂ a partir da Análise do Ciclo de Vida (ACV);
- Avaliar o desempenho ambiental das rotas a partir da ACV.

3. Revisão bibliográfica

3.1. Hidrogênio e transição energética

Segundo a International Energy Agency (IEA, 2022), a transição energética refere-se ao processo de mudança de um sistema energético baseado principalmente, em combustíveis fósseis (como carvão, petróleo e gás natural) para um mais sustentável, geralmente centrado em fontes de energia renováveis (solar, eólica e hidrelétrica); em que são incluídos aspectos como a descarbonização da produção de energia, eficiência energética e adoção de novas tecnologias que minimizem o impacto ambiental (emissões de GEE). Ademais, implica mudanças na infraestrutura e nas políticas públicas, para alcançar um sistema energético resiliente, acessível e de baixas emissões de carbono. Atualmente, países como Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul estão desenvolvendo soluções transformadoras, pois têm um peso considerável na produção e consumo energético global e influenciam as trajetórias dos demais países. (IPEA, 2020).

Para um cenário que atenda aos objetivos das mudanças climáticas global, as políticas deverão convergir à transição energética de baixo carbono. Existem quatro tipos de estratégias de desenvolvimento energético: i) *energo-expansiva*: com expansão de fontes de baixo carbono; ii) *energo-reprodutiva*: com a manutenção de fontes existentes com baixas emissões; iii) *energo-substitutiva*: com a substituição de fontes de elevada emissão; e iv) *energo-poupadora*: com produção e consumo mais eficientes e/ou pela conservação de energia (Tavares et al., 2019; IPEA, 2020).

Segundo a IEA (2016), estima-se que estas estratégias seriam responsáveis por até 82% da redução de GEE para atender aos objetivos climáticos.

O Brasil se posiciona como um precursor potencial na transição energética. Beneficiado por sua vantagem geográfica, acesso abundante a fontes renováveis de energia e um histórico de desenvolvimento nesse campo, o país demonstra ser promissor na busca por segurança energética. Além disso, o Brasil tem aderido a políticas públicas favoráveis ao desenvolvimento sustentável e à diminuição das emissões de carbono.

Nesta procura atual, o hidrogênio (H₂) está posicionado como uma alternativa estratégica para o setor energético, visto sua aplicabilidade e recursos disponíveis para sua produção (gás natural, carvão, petróleo, energias renováveis e energia nuclear) (Hren et al., 2023), além de ser uma das poucas opções tecnológicas para armazenar grandes quantidades de energia por dias, semanas ou até mesmo meses. Com sua baixa geração emissões de CO₂, poderia contribuir para a descarbonização do mercado de energia e outros setores (Azad & Khan, 2021b). A partir disso, pode-se afirmar que o H₂ tem um papel fundamental na transição energética.

Segundo IPEA (2020), no Cenário de Desenvolvimento Sustentável, a demanda global por hidrogênio em 2070 atingirá 520 Mt, aumentando quase seis vezes em relação à demanda de 2019.

Atualmente, existem diferentes rotas para produção de H_2 , sendo as mais comuns do mercado: reforma a vapor de metano (SMR), reforma de derivados de petróleo, eletrólise de água, gaseificação e métodos biológicos.

Em 2021, a produção global de hidrogênio foi de 94 Mt, sendo a reforma a vapor do gás natural a principal rota (62%), seguido da produção durante a reforma da nafta em refinarias (18%). A produção de hidrogênio a partir da gaseificação de carvão foi responsável por 19% da produção total em 2021, principalmente, na China. Menos de 1% de H_2 foi produzido a partir de petróleo, a produção de hidrogênio de fontes renováveis foi inferior a 1 Mt (0,7%) com apenas 35 kt de H_2 , produzido de eletricidade via eletrólise da água (IEA, 2022).

No mercado global, em 2021, a geração de H_2 teve grandes demandas e associou-se a grande movimentação de dinheiro (US\$ 117 bilhões), com aplicações, sobretudo, na indústria de fertilizantes para produção de amônia, para produção de metanol e o seu uso em refinarias, siderurgia, indústria de alimentos, semicondutores e aplicações energéticas (Oliveira, 2022).

Pelo lado da demanda, os principais usos de H_2 são reagentes em processos de hidrogenação para produzir compostos de baixa densidade ou para saturação destes, sendo que, atualmente, 65% do H_2 é utilizado para a produção de químicos como amônia, metanol, ácido clorídrico, peróxido de H_2 e outros compostos e o emprego do H_2 como reagente. Respondendo por cerca de 25% do H_2 , no processamento de petróleo, produção de petroquímicos, óleo e hidrogenação para produzir fertilizantes, em aplicações metalúrgicas entre outros, e os 10% restantes do suprimento de H_2 mundial é usado como agente de remoção de O_2 , como combustível para motores de foguetes, para motores de combustão interna e como refrigerantes em geração elétrica e balões meteorológicos (Hren et al., 2023).

No Brasil, a produção de H_2 está praticamente vinculada nos setores de refino e fertilizantes, com grande parte das plantas localizadas em regiões litorâneas próximas às malhas de gasodutos. Relativo às atuais aplicações de H_2 no país, destacam-se o petroquímico, para refino de combustíveis; siderúrgico e metalúrgico, para redução de ferro gusa e fornos de atmosferas controladas; de alimentos, para a hidrogenação de produtos entre outros usos menos expressivos (Oliveira, 2022).

A Petrobrás é responsável por cerca de 95% da produção de H_2 , via SMR, sendo um autoprodutor, ou seja, a produção de H_2 alimenta a própria demanda da empresa, principalmente para

o refino do petróleo (GIZ, 2021). Pontua-se que a produção e as aplicações de H_2 de baixo carbono, no Brasil, ainda estão em escala de pesquisa e em alguns projetos pilotos.

O hidrogênio (H_2) é uma fonte de energia promissora, mas seu armazenamento e transporte representam desafios significativos devido às suas propriedades físicas e químicas. Atualmente, os principais métodos de armazenamento podem ser classificados em físicos e químicos, cada um com suas vantagens e limitações

Os métodos físicos de armazenamento incluem a compressão e a liquefação do hidrogênio. O H_2 comprimido pode ser armazenado em cilindros a pressões de até 700 bar, mas enfrenta desafios como altos custos e baixa capacidade de armazenamento (HREN et al., 2023). Já o H_2 líquido exige temperaturas extremamente baixas ($-253^\circ C$) e um isolamento térmico eficiente, sendo mais viável para transporte em grande escala, como ferrovias e transporte intercontinental. Tanques criogênicos podem armazenar até cinco vezes mais H_2 líquido do que a versão comprimida, tornando essa opção mais viável para elevadas demandas e distâncias médias (HREN et al., 2023). Outra opção consiste no uso de materiais porosos, como MOFs (Metal-organic framework) e nanotubos de carbono, que oferecem maior área superficial e segurança, mas possuem baixa densidade volumétrica e exigem estudos adicionais para viabilização (HREN et al., 2023). O armazenamento subterrâneo também é uma alternativa, utilizando aquíferos e cavernas de sal, com aproximadamente 75% armazenado concentrando-se em reservatórios esgotados de gás natural (YUE et al., 2021). (YUE et al., 2021).

Os métodos químicos consistem na incorporação do H_2 em compostos como hidretos metálicos ou amônia. Os hidretos permitem a absorção e liberação do H_2 sem emissões de CO_2 e sem toxicidade, mas enfrentam desafios de reversibilidade e complexidade na extração do gás (HREN et al., 2023; YUE et al., 2021). Já a amônia pode ser utilizada para transporte seguro, sendo desidrogenada para recuperar o H_2 , embora esse processo demande alta energia (HREN et al., 2023).

No longo prazo, o transporte por dutos exclusivos pode ser a solução mais eficiente em termos de custos. No médio prazo, o consumo de H_2 no local de produção surge como a alternativa mais competitiva (OLIVEIRA, 2022).

3.2. Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos

A geração de resíduos é consequência da urbanização, do desenvolvimento econômico e do crescimento populacional. Estimou-se que a geração global de resíduos em 2016 atingiu 2,01 milhões de toneladas, prevendo-se que este número aumente para 3,40 bilhões de toneladas até 2050, assumindo tendências atuais (World Bank, 2018). Da mesma forma The World Bank, (2018)

apresenta a geração de RSU por regiões em 2018 (Figura 1 e Figura 2) deixando ver que as regiões que têm maiores porcentagem de geração de RSU são Europa e Ásia, com valores de 468 e 392 milhões de toneladas de RSU por ano, respectivamente.

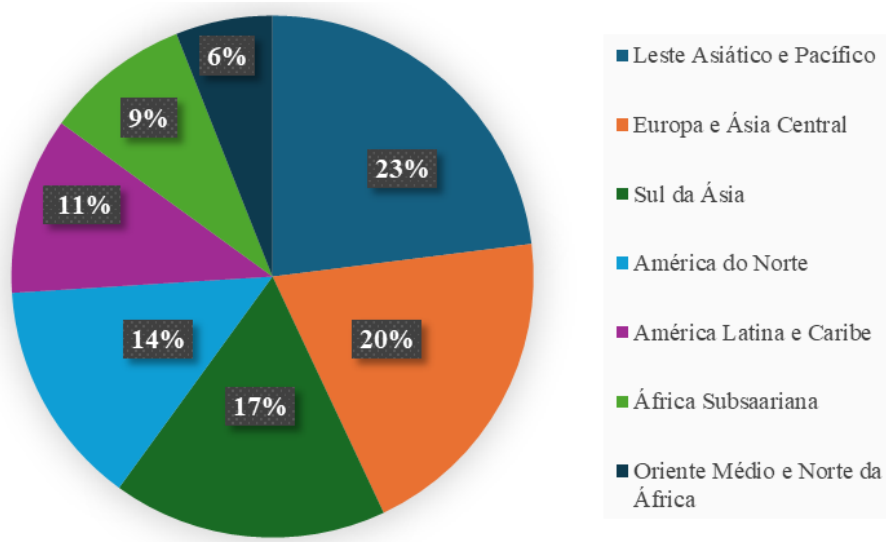


Figura 1: Porcentagem de Geração de RSU por regiões em 2018; Fonte: adaptado de (World Bank, 2018)

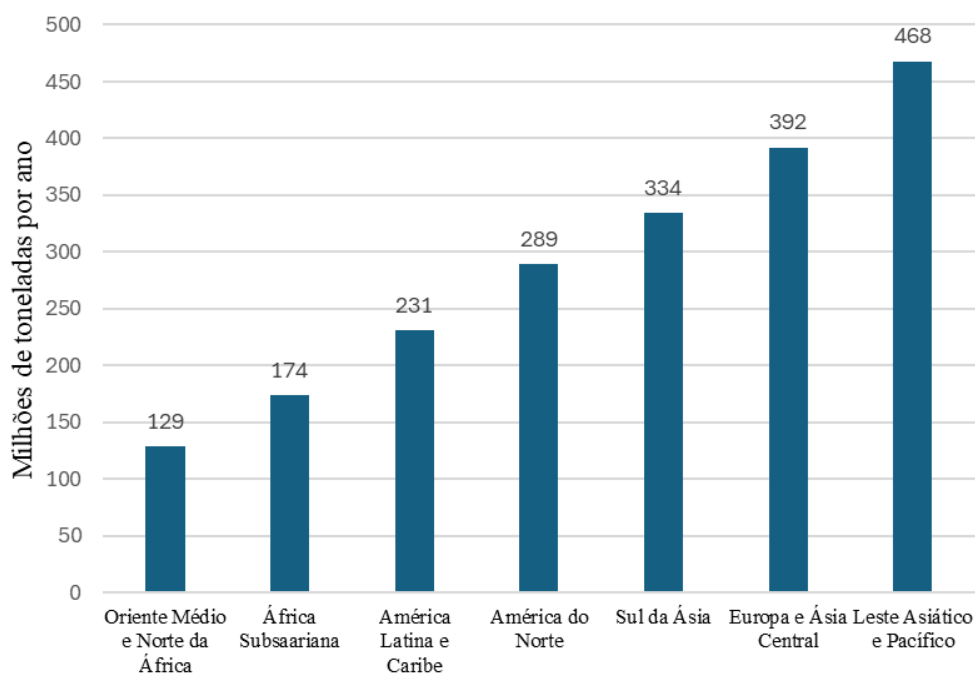


Figura 2: Quantidade de geração de RSU por regiões em 2018; Fonte: Adaptado (World Bank, 2018).

Segundo The World Bank, (2018), globalmente, aproximadamente 37% dos resíduos são eliminados em alguma forma de aterro, 33% são eliminados abertamente em lixão, 19% são

submetidos a recuperação material por meio de reciclagem e compostagem e 11% são tratados por incineração (Figura 3). A relação entre a destinação de RSU e o nível econômico dos países é evidente. Nos países de alta renda, cerca de 39% dos RSU são enviados para aterros sanitários e aterros com recuperação de biogás, 35% são direcionados para reciclagem e compostagem, e 22% para incineração. Já nos países de baixa renda, a maioria dos RSU (93%) é descartada em lixões a céu aberto, enquanto apenas 2% são destinados a aterros controlados (World Bank, 2018).

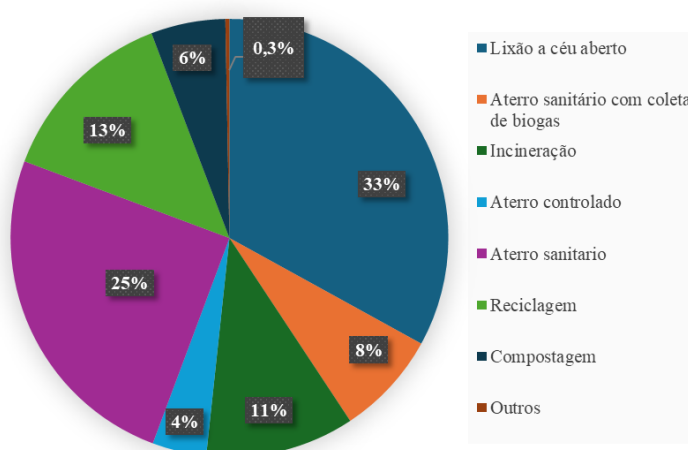


Figura 3: Tratamento dos RSU no mundo; Fonte: Adaptado (World Bank, 2018)

No documento What a Waste 2.0 do World Bank, (2018), menciona-se que na América Latina a disposição e o tratamento dos RSU são realizados pelos seguintes métodos: mais de 68% são depositados em algum tipo de aterro, dos quais apenas 15% são aterros sanitários com controles ambientais. Cerca de 27% dos RSU são depositados em lixões a céu aberto, e quase 5% são destinados à reciclagem.

Por sua vez, no Brasil, com geração anual estimada de 380 kg RSU/capita, totalizou-se a geração de 77,1 Mt2023 (ABREMA,2023), sendo as regiões Sudeste e Nordeste as de maior contribuição (ver Tabela 1).

Tabela 1: Participação regional na geração de RSU em 2022; Fonte:ABREMA,2023

Região	Quantidade de RSU (Mt)	Porcentagem (%)
Norte	5.600.646	7,3
Nordeste	18.952.693	24,6
Centro-oeste	5.927.824	7,7

Região	Quantidade de RSU (Mt)	Porcentagem (%)
Sudeste	38.093.464	49,4
Sul	8.501.801	11

Segundo ABREMA, (2023), estima-se que 93% dos resíduos sólidos no Brasil em 2022 tenham sido devidamente coletados, o que equivale a 196 mil toneladas de RSU coletados diariamente, o que não implica diretamente na disposição final correta, embora a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS,2010) determine que, após a submissão dos RSU aos tratamentos e destinações disponíveis, os resíduos restantes, ou rejeitos, devam ser enviados para uma disposição final ambientalmente adequada. Essa disposição final deve observar normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais adversos.

Uma das instalações que se enquadram nessa definição de disposição final consiste no aterro sanitário, pelo fato de ser uma obra de engenharia que inclui impermeabilização de base, coleta e aproveitamento ou queima de biogás, drenagem, coleta e tratamento de chorume, além de contar com monitoramento ambiental e geotécnico da área. Lixões, aterros controlados, valas, vazadouros e áreas similares não possuem essa proteção ambiental e são considerados ambientalmente inadequados para a disposição final de resíduos.

No Brasil, estima-se que 61% dos RSU coletados em 2022 foram encaminhados para aterros sanitários, correspondendo a 43,8 Mt de resíduos. As áreas de disposição inadequada (lixões, aterros controlados, valas, vazadouros) receberam cerca de 39% do total de resíduos coletados em 2022 no Brasil e estão presentes em todas as regiões do país (ABREMA,2023).

Na Tabela 2, é apresentada a gravimetria média do RSU de Brasil em comparação com a de outros países, como França, China e Finlândia. É evidente que há uma grande variação na composição entre os países.

Além disso, no Brasil, a lei supracitada atribuiu a diversos setores a responsabilidade pelo desenvolvimento e implementação de sistemas de logística reversa para seus produtos e embalagens pós-consumo. No ano de 2022, a partir da logística reversa foram recuperadas cerca de 800 mil toneladas de materiais recicláveis, com as gravimetrias e classificações enunciadas na Tabela 3.

Tabela 2: Comparação da Composição Gravimétrica do RSU de Brasil e outros países

Fontes: Adaptadas de: EcoDebate,2021; Materazzi et al., 2024; Dong et al., 2018

% Materiais	Brasil	França	China	Reino Unido	Finlândia
Matéria orgânica	45,3	39,6	55,9	35,5	35
Vidro	2,7	6,3	2,2	6,6	3
Metal	2,3	3	3	4,3	3
Plástico	16,8	11,7	12	10	17
Papel e papelão	10,4	16,2	8,5	22,7	18
Rejeitos	14,1	5	5	5,3	10
Outros	8,4	18,2	13,4	15,6	14

Tabela 3: Gravimetria dos materiais recuperados em 2022 pelo sistema de logística reversa no Brasil; Fonte: Adaptada de ABREMA 2023

Materiais recuperados	Quantidade (t)	Porcentagem
Papel e papelão	316.940	39,3%
Plástico	205.663	25,5%
Metais	137.301	17%
Vidro	136.633	17%
Outros	9.343	1,2%

A seguir são descritas as alternativas e tecnologias de disposição final ou tratamento dos RSU.

3.2.1. Disposição final em aterro

O aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, que visa não causar danos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método 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 ao final de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (NBR-8419,2010).

Conforme mencionado anteriormente, em nível mundial, aproximadamente 37% dos resíduos são dispostos em aterros controlados ou lixão de céu aberto. Apenas 8% dos RSU são destinados a aterros sanitários que utilizam sistemas de coleta de gás com aproveitamento energético, enquanto outros 25% são dispostos em aterros sanitários sem aproveitamento energético do biogás.

O biogás de aterro não tratado emite odores desagradáveis e tem efeitos prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública. Portanto, é fundamental abordar esse problema promovendo uma economia circular na gestão de resíduos (Zhu et al., 2015), o que inclui, eventualmente, a captura e uso do biogás para outras finalidades.

A produção de biogás nos aterros ocorre em várias etapas: fase aeróbia inicial, fase de ácido anaeróbia, fase metanogênica, fase metanogênica estabilizada e fase úmida (Mukherjee et al., 2015). As duas primeiras etapas são de curta duração, e o volume de nitrogênio e hidrogênio atinge seus picos durante essas fases. Na terceira etapa, o ácido acumulado da anteriormente é convertido por arqueas metanogênicas em CH_4 e CO_2 , e a taxa de produção de CH_4 aumenta (Wijekoon et al., 2022). Até que se alcance uma etapa metanogênica estável, a produção de CH_4 atinge um ponto de estabilidade e representa entre 45% e 60% do biogás (Liang, Kurniawan, et al., 2022). Quando a maior parcela de matéria orgânica biodegradável na composição dos RSU, espera-se maior conversão em CH_4 e CO_2 , com diminuição significativa da taxa de geração ao longo dos anos do aterro.

O biogás bruto é composto principalmente por 50-75% de metano, 25-40% de dióxido de carbono, 1-2% de hidrogênio, 0,1-0,5% de gás sulfídrico entre outros compostos em menor quantidade (Andrade, 2015).

O IEA (2016) mencionou que a captura de biogás, em aterros sanitários, está se tornando cada vez mais comum em países em desenvolvimento (Masilela & Pradhan, 2021), podendo atingir uma eficiência superior a 80%. Em aterros controlados, a captura é mais complexa, e a eficiência pode cair para 10%, tornando-se economicamente desfavorável. Por outro lado, Dai & Taghavi, (2021) por exemplo, determinou que a média de metano capturado em aterros sanitários de Beijing varia de um máximo de 62,5% a um mínimo de 22,74% do metano gerado.

Segundo United Nations Environment Programme (UNEP, 2019), no mundo, existem mais de 1.700 aterros sanitários, e apenas cerca de 481 delas possuem recuperação de energia, ou seja, aproximadamente 15,2% das plantas no mundo aproveitam geram energia a partir do biogás de RSU.

Além disso, mais de 80% dessas plantas estão localizadas em países como Japão, França, Alemanha e Estados Unidos.

O conceito “*Waste-to-Energy*” (WTE), ou seja, obtenção de energia a partir de RSU, tem sido amplamente estudado e aplicado no mundo.

No estudo conduzido por Liang, Kurniawan, et al. (2022) acerca da aplicação da tecnologia WTE, avaliou-se a conversão do biogás de aterros em eletricidade, através de um sistema combinado que utiliza o calor residual para aquecimento e refrigeração na cidade de Shenzhen, China. Foi estimado a capacidade de geração de 968 GWh de eletricidade e 1750 TJ de aquecimento, ou 1170 TJ de refrigeração ao longo de 20 anos, a partir de 222 Mt de RSU (3,15 kWh/t_{RSU}) ou 13,4 Mt de CH₄.

Por sua vez, Chandra & Ganguly, (2023) realizaram um estudo sobre a utilização de biogás de aterro na cidade de Kanpur, na Índia. Estimou-se que, entre os anos 2015-2031, obteve-se aproximadamente 233,44 Mm³/ano. Tal montante foi usado na geração média de 28,07 GWh, com uma eficiência de produção de 30%.

Zappini et al., (2010) avaliaram um aterro sanitário em Itália e a sua capacidade para o ano de 2007 foi de 6234 MWh, com uma eficiência biogás-eletricidade de 33%.

Por fim, Lo Basso et al., (2023a) estudaram a geração de H₂ a partir de biogás de aterro por cogeração, combinando o processo de reforma do biogás, com uma planta “*Power-to-gas*” para alimentar um eletrolisador tipo SOEC (*Solid Oxide Electrolysis Cell*). O biogás foi purificado utilizando PSA (*Pressure Swing Adsorption*) e adsorção química. Os autores avaliaram um estudo de caso para gerar 600 Nm³/h de gás de aterro com uma fração de CH₄ de 45%. Os autores utilizaram eletrólise do tipo PEM, SOECs e alcalina (AEC), a geração máxima de H₂ foi de 28 kgH₂/h com um fator de capacidade de 70%. Além disso, (Lo Basso et al., 2023a) mencionam que os sistemas híbridos que combinam plantas *Power-to-Gas* e reforma de biogás podem representar uma oportunidade para valorizar os sistemas atuais de gestão de resíduos e produzir hidrogênio a custos competitivos.

3.2.2. Incineração de resíduos sólidos urbanos

A incineração é um processo térmico de tratamento de RSU a altas temperaturas que se situam entre (750-1100 °C) com sua conversão em calor, gases e cinzas sólidas (Beyene et al., 2018). Em geral, o mecanismo do processo de incineração ocorre em três etapas: secagem, decomposição e combustão.

Inicialmente, o conteúdo de umidade é libertado por condução, convecção e radiação. Após a secagem, ocorrem a decomposição e a volatilização do componente combustível. A combustão ocorre a altas temperaturas e converte as substâncias sólidas em substâncias gasosas (Hosseinalizadeh et al., 2021).

Segundo Havukainen et al., (2017) dentre as vantagens e desvantagens do processo de incineração, pode-se citar: i) redução do volume e massa dos RSU entre 70 e 80%; ii) rapidez do tratamento; e iii) o potencial poluidor do ar e da água, devido a emissão de substâncias cancerígenas, tornando necessário um elevado investimento para o seu funcionamento.

Segundo (Lu et al., 2017) em nível mundial, em 2015 existiam 1.179 instalações de incineração de RSU em funcionamento para geração de energia.

O Japão tem atualmente o maior número de instalações de incineração (mais de 1.900) responsáveis pelo tratamento de cerca de 80% dos RSU do país (Tan et al., 2015). A eficiência do processo para a geração de eletricidade é de cerca de 25-30% (Ouda et al., 2016).

Por sua vez, Cheng & Hu, (2010) em seu estudo, mencionam, a incineração de RSU para produção de energia (WTE) está a contribuindo cada vez mais para o fornecimento de energia renovável na China, ao mesmo tempo que ajuda a resolver o problema da gestão de RSU no país.

Segundo Tan et al. (2015), na Malásia, a incineração é capaz de produzir até um total de 1200 MWh/d de eletricidade e 3575 GJ/d de calor. Além disso, verificou-se que o incinerador poderia fornecer os melhores resultados para a gestão de resíduos sólidos em termos de impacto económico e ambiental (mitigação de GEE), considerando tanto a produção de eletricidade como de calor.

Existem diferentes tecnologias de incineração como; incineração com fornos de parrilha móveis (de rodilhos e de cinta sem fim); fornos rotatórios e fornos de leitos fluidizados.

Os fornos de parrilhas móveis são os mais conhecidos e utilizados pela sua versatilidade e capacidade de tratamento. É um sistema que possui uma estrutura em forma de suportes ou grelhas móveis que se encarregam de movimentar e misturar os resíduos provenientes da tremonha de alimentação e desta forma favorecer o processo de combustão (Figura 4a). Tanto a velocidade do ar que entra como a velocidade de movimento dos degraus ou rolos é modificada para que a combustão seja completa. O combustível utilizado é o excesso de ar (Santangelo, 2015).

Por sua vez, os fornos rotatórios são versáteis e aptos para materiais sólidos, úmidos ou líquidos. O forno é constituído por um recipiente cilíndrico de aço, revestido internamente com uma camada de material refratário e isolante. Possui uma entrada para a alimentação de resíduos, um queimador auxiliar e uma entrada de ar comburente. A saída de gases é realizada ao longo de toda a

seção do forno. As escórias caem em um 'cinzeiro' que o forno possui, permitindo a extração contínua das escórias, sem a necessidade de parar a instalação periodicamente (Figura 4c).

Por último, os fornos de leito fluidizado são empregados para o tratamento de materiais conflituosos, de baixo poder calorífico ou com diferenças de tamanho no combustível e/ou na alimentação. A incineração em leito fluidizado é realizada alimentando o resíduo de forma contínua em um leito composto por um material inerte granulado, geralmente de quartzo. Este leito é alimentado por uma corrente ascendente de ar, cuja temperatura é mantida entre 800 e 900°C. A corrente de ar, previamente aquecida a cerca de 200°C, deve compensar a tendência de sedimentação que o leito tem em combinação com os resíduos. O estado dos materiais na câmara de fluidização é de líquido em ebulição. O resíduo de alimentação perde umidade e outros componentes voláteis ao estar diretamente em contato com a corrente ascendente de ar, graças à alta superfície de contato. Os gases então sobem e são arrastados para a parte superior da câmara de combustão, onde completam sua oxidação, veja na Figura 4b um exemplo do incinerador de leito fluidizado (Santangelo, 2015).

Na comparação dos tipos de fornos geralmente utilizados na incineração, pode-se dizer o seguinte: os fornos de grelhas móveis apresentam como vantagens um baixo custo inicial, temperaturas uniformes durante a operação, capacidade para volumes maiores de resíduos e menor geração de materiais particulados. No entanto, têm como desvantagem a possibilidade de gerar turbulência. Por outro lado, os fornos rotativos possuem como vantagem a mistura homogênea dos resíduos durante a operação. Contudo, apresentam maior consumo energético, custos iniciais e de manutenção elevados, além de uma menor capacidade de tratamento de resíduos. Já os fornos de leito fluidizado destacam-se pela versatilidade na queima dos RSU e pela manutenção de temperaturas uniformes. Entretanto, possuem desvantagens, como a necessidade de homogeneização prévia dos resíduos, o elevado excesso de ar para operação, a baixa capacidade de processamento de resíduos e um custo inicial elevado.

Na Arábia Saudita (KSA), em 2012, a produção anual de eletricidade a partir da tecnologia de incineração foi estimada em 671 MW. Prevê-se que esse valor alcance 1.447 MW até 2035 (Ouda et al., 2016).

Segundo Tan et al., (2015), até então, existia apenas uma instalação de incineração em funcionamento na Malásia, que pode produzir 1 MW de eletricidade a partir de 100 toneladas/dia de RSU.

Santangelo, (2015) avaliou a instalação de uma unidade de incineração controlada de RSU na Província de Buenos Aires, com o objetivo de gerar eletricidade, fornecida ao Sistema Interligado

Nacional, com uma capacidade de 62 toneladas/hora. A capacidade total de incineração da instalação projetada é de 525.000 toneladas/ano e foi capaz de gerar até 32 MW, para o ano 2015.

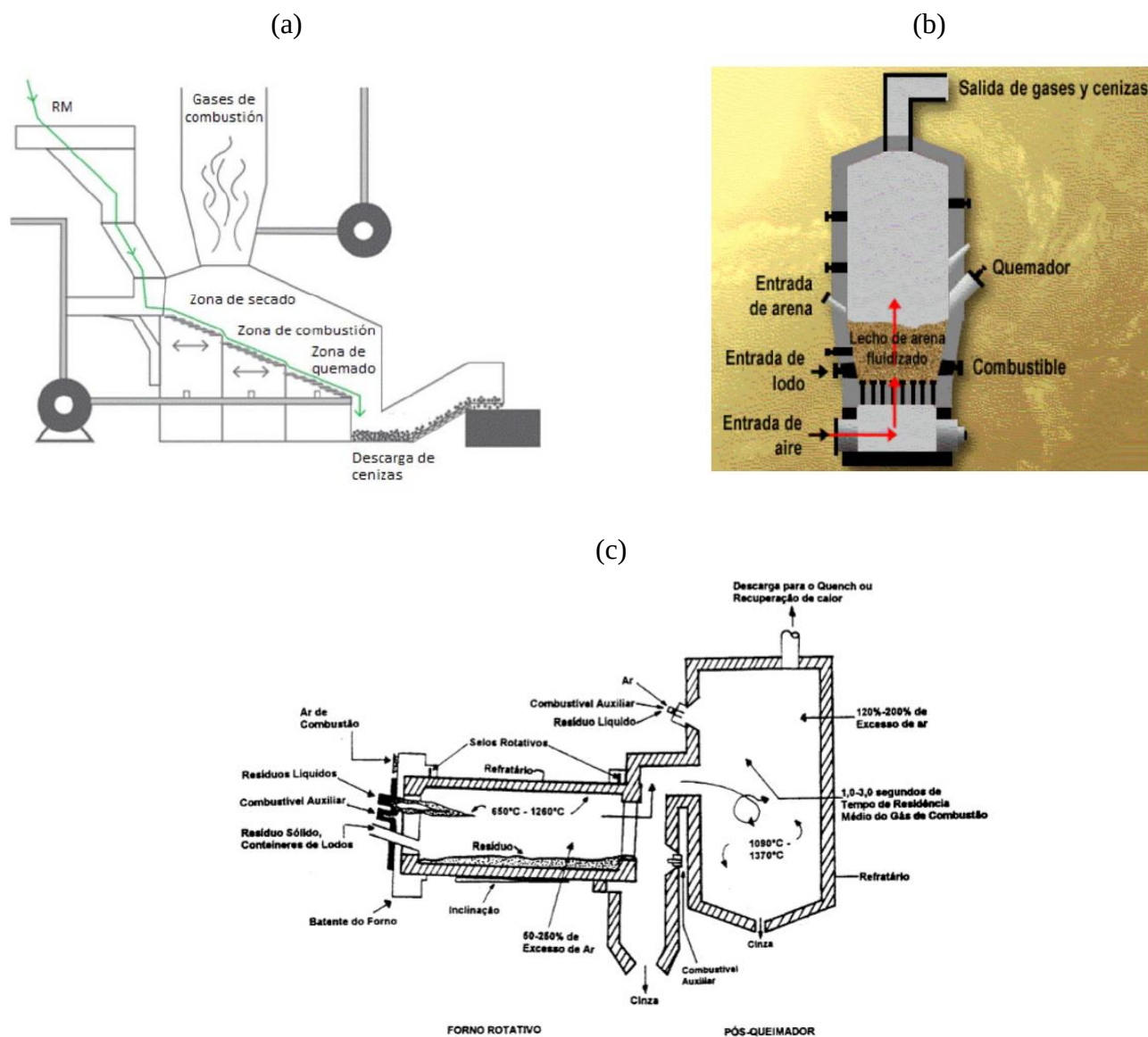


Figura 4: Incinerador de parrilha moveis (a); Forno de leito fluidizado(b); Forno rotatório(c); Fonte: (Santangelo, 2015).

Rubio-Jimenez et al., (2023) em Guanajuato, México, determinaram que, para a viabilidade económica da incineração de RSU, deveriam ser instaladas centrais com uma capacidade entre 2.000 e 3.000 t/dia, a partir do qual poderiam ser gerados 427,08 GWh/ano e 638,926 GWh/ano, respetivamente, o que representaria 9% e 12% da demanda de eletricidade da cidade.

3.2.3. Valorização do RSU

Dentre as alternativas implementadas atualmente para uma valorização dos RSU encontram-se: reciclagem, combustíveis derivados de resíduos (CDR) e compostagem. Segundo o World Bank, (2018), mais de um terço dos RSU nos países de alta renda ou de um alto desenvolvimento econômico, são recuperados através da reciclagem e da compostagem e, globalmente, 19% da produção de RSU é submetida à recuperação de materiais através da reciclagem e da compostagem. Além disso, surge atualmente o CDR que é produzido pelo preparo de RSU para utilização como combustível.

No processo de reciclagem, os resíduos sólidos são separados de acordo com suas características físico-químicas em unidades de triagem. Os resíduos principais materiais segregados em Unidades de Triagem são, papel, plástico, vidro, metal, e 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 (Queiroz C, 2023).

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

Na cidade de Belo Horizonte, Brasil, 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).

Uma forma de valorização dos RSU, com foco no aproveitamento energético, consiste em submetê-los a processos mecânicos, como moagem, trituração, briquetagem e peletização. Esses processos resultam em uma fração conhecida como CDR, caracterizada por um alto poder calorífico e baixo teor de umidade (Pressley et al., 2014). Geralmente, isso, ocorre após a remoção dos materiais recicláveis e não combustíveis durante a coleta ou no centro de triagem. O CDR é composto, principalmente, por resíduos combustíveis (não perigosos), como plásticos, pneus e resíduos biodegradáveis, que apresentam uma combustão mais consistente (DPCLEANTECH, 2022).

A compostagem, por sua vez, 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.

Em São Paulo, Brasil, 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).

3.3. Rotas de produção de hidrogênio

Conforme apresentado na Figura 5, é possível apreciar as diferentes as diferentes rotas de produção de hidrogênio mais comuns, atualmente. Entre elas, destacam-se a reforma a vapor de gás natural, a reforma de derivados de petróleo, a gaseificação de carvão e biomassa, a digestão anaeróbia e a eletrolise da água. A seguir, são descritas, de forma breve, as principais rotas.

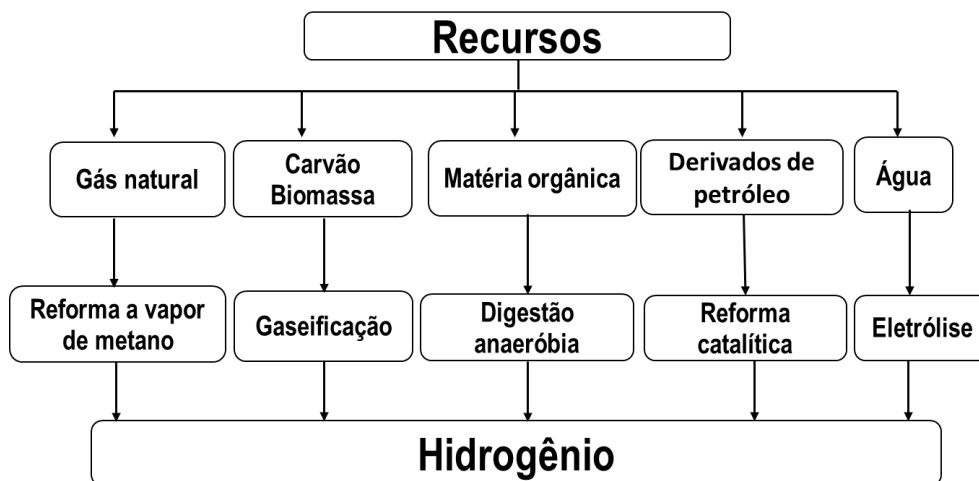


Figura 5: Rotas atuais de produção de H_2 ; Fonte: Adaptado de (Chaudhary et al., 2024).

A Reforma a Vapor do Metano (SMR, *Steam Methane Reform*), a partir do gás natural, é a tecnologia mais utilizada para a produção de H_2 (IEA, 2022). Num processo SMR, o gás natural é transformado em gás de síntese num reformador, que é depois transformado numa mistura rica em hidrogénio num reator de transferência de gás de água (WGS, *Water Gas Shift*), a partir do qual se pode obter hidrogénio de alta pureza.

Na reforma de derivados do petróleo, o hidrogénio é obtido como coproduto no processo de reforma catalítica, cujo principal objetivo é aumentar o índice de octano das correntes de nafta para a produção de gasolina, reduzindo o teor de hidrocarbonetos parafínicos e naftênicos e aumentando o de aromáticos; ou produzir benzeno, tolueno e xilenos para a indústria petroquímica (EPE, 2022). Embora seja um processo energo-intensivo, na Reforma Catalítica há menor consumo de energia que no processo de Reforma a Vapor, por ocorrer em temperaturas inferiores (cerca de $500^{\circ}C$) e por recuperar energia nos reatores de regeneração do catalisador.

Por sua vez, a tecnologia conhecida como eletrólise da água, utiliza a eletricidade para quebrar a molécula de água em hidrogénio e oxigénio. Em 2021, a eletrólise da água representava apenas cerca de 0,1% da produção mundial de H_2 (IEA, 2022). Porém, a capacidade instalada de eletrolisadores está a expandindo-se rapidamente e atingiu 510 MW no final de 2021, um aumento de 210 MW, ou 70% em relação a 2020 (Global Hydrogen Review, 2022). Em 2021, quase 70% da capacidade instalada era de eletrólise de água alcalina, seguida dos eletrolisadores de membrana de troca de prótons (PEM), que representavam 25%. Estas duas tecnologias de eletrólise são as mais maduras do mercado, embora existam novas formas ainda emergentes, como as células de eletrólise de óxido sólido (SOEC) e a eletrólise de membrana de troca aniônica. Até 2030, prevê-se que os

eletrolisadores alcalinos representem 64% das capacidades de produção, seguidos dos PEM (22%) e dos SOEC (4%) (Global Hydrogen Review, 2022).

A gaseificação envolve a conversão de materiais de biomassa em gás por meio de uma reação termoquímica. Como resultado da gaseificação produz-se uma mistura, denominada de gás de síntese (*syngas*) composta de monóxido de carbono, hidrogênio, metano e alguns outros gases inertes (Kumar et al., 2009). As principais matérias-primas para a gaseificação são a biomassa, o carvão, os RSU e uma variedade de combustíveis sólidos (Azad & Khan, 2021a).

Por fim, a produção biológica de hidrogênio (via digestão anaeróbia-fermentação escura) ainda não é uma tecnologia plenamente madura, mas apresenta grande potencial como uma opção com bom desempenho ambiental. Isso deve-se às suas condições operacionais, que requerem menor consumo de energia, pressão e temperatura ambiente, tornando-a uma alternativa viável, econômica e ambientalmente limpa (Li et al., 2022). Em geral, os microrganismos utilizam enzimas como catalisadores em processos biológicos para converter substâncias orgânicas e água em H_2 (Krishnan et al., 2023). O bio- H_2 pode ser produzido por alguns grupos específicos de microalgas, bactérias não fotossintéticas e bactérias fotossintéticas, e dividido em várias categorias (Xu et al., 2022).

Conforme mencionado anteriormente, a combinação entre: i) a necessidade de tratamento da quantidade inevitável e crescente de RSU, e ii) os interesses na produção de hidrogênio permite traçar rotas de específicas *MSW-to- H_2* . Considerando a maturidade das rotas de produção de H_2 e as práticas consolidadas de tratamento de RSU, quatro rotas *MSW-to- H_2* podem ser traçadas (Figura 6), a saber: I) Eletrólise a partir da eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário; II) reforma a vapor de biogás proveniente de aterro sanitário; III) eletrólise a partir de eletricidade obtida de incineração de RSU; e IV) gaseificação de CDR obtido de RSU e purificação de gás de síntese.

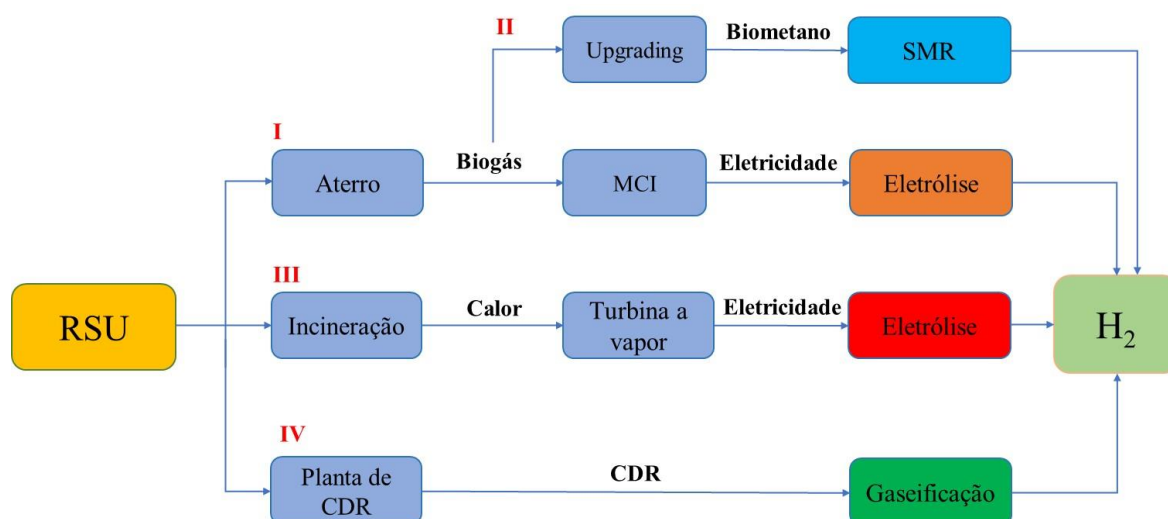


Figura 6: Rotas de produção de H_2 a partir de RSU (*MSW-to- H_2*)

3.3.1. Eletrólise a partir da eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário.

A geração de eletricidade a partir do biogás de aterro sanitários é obtida por meio da aplicação de diferentes tecnologias que permitem a queima do biogás e sua conversão em eletricidade. Entre essas tecnologias, destacam-se os motores de combustão interna (MCI) e as turbinas a gás.

Um MCI é um dispositivo em que os reagentes da combustão (oxidante e combustível) e os produtos resultantes dessa reação atuam como fluidos de trabalho do motor. Obtém-se energia do calor liberado durante a combustão desses fluidos, composta pela mistura do oxidante com o combustível. Esse processo ocorre dentro do motor, integrando-se ao ciclo termodinâmico do dispositivo.

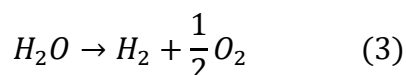
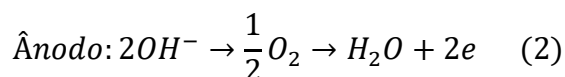
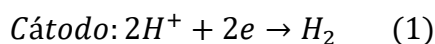
O trabalho útil gerado por um MCI é resultado da ação dos gases quentes produzidos na combustão sobre superfícies móveis do motor, como a face de um pistão, as lâminas de uma turbina ou um bocal.

Por outro lado, as turbinas a gás são máquinas fundamentais para a geração de eletricidade a partir do gás natural. Originalmente desenvolvidas como unidades de potência para aviões, foram rapidamente adaptadas para a produção de energia elétrica. As turbinas a gás possuem três componentes principais: o compressor de ar, o combustor e a seção da turbina de expansão. Uma turbina a gás de alta eficiência pode alcançar até 46% de eficiência. Dividem-se, principalmente, em dois tipos: industriais e aeroderivativas. Turbinas a gás industriais: desenvolvidas especificamente para a geração de eletricidade, estas turbinas priorizam alta potência e longos períodos de operação contínua, minimizando paradas e arrancos frequentes. Podem atingir uma potência de até 500 MW, movimentando grandes volumes de ar a baixa velocidade, o que permite sua utilização em aplicações subsequentes. Devido ao seu grande tamanho e peso, a manutenção é realizada no local, com foco em maximizar o intervalo entre revisões completas.

Turbinas a gás aeroderivativas: são derivadas de turbinas projetadas para fins aeronáuticos, que foram adaptadas para a geração de energia elétrica em centrais industriais e como microturbinas. Suas principais características incluem alta confiabilidade, elevado índice potência/peso, maior versatilidade operacional e um processo de arranque menos crítico, em comparação com outros tipos de turbinas. Com capacidade de gerar até 50 MW, movimentam gases em alta velocidade, mas com baixo caudal. Seu desenho compacto facilita a substituição e a manutenção, permitindo revisões completas em curtos espaços de tempo.

Assim, nessa rota, a eletricidade gerada é utilizada em um eletrolisador para produzir hidrogênio. A seguir, são descritas as principais tecnologias de eletrólise da água.

Uma célula eletroquímica é formada por dois materiais condutores (eletrodos) conectados em um eletrólito. Uma diferença de potencial (volts) é aplicada à célula e uma corrente passa entre os eletrodos, através do eletrólito, resultando na produção de hidrogênio e oxigênio por meio da decomposição da molécula de água. Esse processo é conhecido como eletrólise da água. Durante o processo de eletrólise da água, íons de hidrogênio se movem em direção ao cátodo, enquanto íons hidroxila se movem em direção ao ânodo (Zeng & Zhang, 2010). As reações que se apresentam no catodo e anodo e a equação geral são: (Chi & Yu, 2018).



Existem diferentes tecnologias de eletrólise como: Eletrólise Alcalina (AEL, *Alkaline Electrolysis*), Eletrólise com células com membranas poliméricas (PEM, *Proton Exchange Membrane*) e células de eletrólise de óxido sólido (SOEC, *Solid Oxide Electrolyzer Cell*).

A eletrólise alcalina é considerada o método mais favorável para a produção econômica de hidrogênio, devido às suas condições de operação, consiste em uma tecnologia bem estabelecida e caracteriza-se por sua circulação contínua de eletrólito líquido (solução aquosa de KOH de 25 a 35% em peso), trabalhando em temperaturas entre 70 e 90 °C e pressão abaixo de 3,2 Mpa (Ji & Wang, 2021),

Por sua vez, a eletrólise PEM consiste em uma tecnologia promissora de produção de hidrogênio devido a sua alta eficiência, projeto compacto e alta pressão de saída (Chi & Yu, 2018).

Por fim, a eletrólise com Células de Óxido Sólido (SOEC) se diferencia das anteriores pela temperatura da reação e consequentemente, pela quantidade de energia elétrica necessária. Seu funcionamento desenvolve-se a partir da água no estado de vapor entrando em contato com o catodo da célula onde ocorre redução recebendo elétrons, no cátodo são liberados o gás hidrogênio e ânions de oxigênio, logo os ânions de oxigênio atravessam a membrana do eletrólito sólido até o anodo. No anodo ânions de oxigênio se recombina formando oxigênio gasoso liberando elétrons.

Zeng & Zhang, (2010) em seu estudo consideraram como as tecnologias de eletrolise mais comerciais a eletrolise tipo PEM e a eletrolise alcalina, e fizeram uma análise comparativa dos parâmetros operativos e de produção destas (Tabela 4), além disso na Tabela 5 comparam as eficiências das tecnologias de eletrolise.

Tabela 4: Comparação das eletrólises tipo PEM e Alcalina; Fonte: Adaptado de (Zeng & Zhang, 2010)

Parâmetros	Eletrólise alcalina	Eletrólise PEM
Diferença de potencial da célula (volts)	1,85	2
Densidade de corrente (Acm^{-2})	0,25	1,075
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	70	65
Corrente (kA)	10	1
Taxa de produção de hidrogênio (m^3/h)	42	0,42
Taxa de produção de oxigênio (m^3/h)	21	0,21
Pureza do gás hidrogênio	>99,5%	>99,995
Pureza do gás oxigênio	>99%	>99%

Da Tabela 5 apresentada por Zeng & Zhang, (2010), pode-se analisar enquanto a eficiência na produção de H_2 a eletrolise PEM tem maior eficiência, tendo uma máxima eficiência de 82% com respeito as eficiências de 70% y 60% das eletrólises alcalina e SOEC respectivamente.

Tabela 5: Comparativas das tecnologias de eletrólise; Fonte: adaptada de (Zeng & Zhang, 2010)

Tecnologia	Eficiência
Eletrolise alcalina	59-70%
Eletrolise PEM	65-82%
Eletrolise SOEC	40-60%

3.3.2. Eletrólise a partir de eletricidade obtida de incineração de RSU

No processo de incineração para geração de eletricidade, estão envolvidas tecnologias para a recuperação da energia produzida e sua conversão em eletricidade. De acordo com a revisão realizada, a tecnologia mais amplamente utilizada são as turbinas a vapor (vide Anexo) que são acionadas pelo

vapor gerado e aquecido a partir do calor liberado na incineração dos RSU. A seguir, são apresentados os principais tipos de turbinas a vapor utilizadas nos processos de geração de eletricidade.

As turbinas de vapor são classificadas em dois grupos segundo seu mecanismo de funcionamento e pela direção de ingresso do vapor.

Pela direção do fluxo de vapor no interior da turbina, uma primeira classificação das turbinas a vapor pode ser feita com no movimento da corrente de vapor dentro do corpo da turbina, existem dois tipos de turbinas: radiais: a circulação do vapor ocorre em um plano perpendicular ao eixo da turbina e axiais: a circulação do vapor ocorre paralelamente ao eixo da turbina (Dosa et al., 2025).

Pelo seu mecanismo de funcionamento existem: Turbina axial de ação com pressão constante no rotor, a pressão diminui completamente no estator, enquanto se mantém constante no rotor, onde a velocidade do fluido varia muito pouco, exceto por uma leve diminuição devido ao atrito (Dosa et al., 2025).

Turbina axial de ação com entalpia constante no rotor: a entalpia permanece constante no rotor, e ocorre uma expansão no estator, aumentando a velocidade do gás. No rotor, a velocidade relativa permanece constante. Há uma pequena queda de pressão que não resulta em aumento de velocidade, pois é causada pelo atrito.

Turbina axial de reação: A expansão ocorre tanto no estator quanto no rotor, com uma diminuição de entalpia no estator devido à expansão e um aumento da velocidade. No rotor, também ocorre expansão, aumentando a velocidade relativa do fluido.

Turbina centrípeta: As turbinas centrípetas ou mistas apresentam a seguinte evolução. No estator, ocorre uma expansão que aumenta a velocidade e diminui a entalpia e no rotor, há um aumento da velocidade relativa devido à expansão, onde também ocorre uma queda de pressão (Dosa et al., 2025).

3.3.3. Gaseificação de RSU e produção de gás de síntese

A gaseificação consiste basicamente em um processo de transformação termoquímica, na presença de baixa concentração de oxigênio, que decompõe materiais orgânicos em gás de síntese (*syngas*) contendo monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) e outros componentes (U. Lee et al., 2013). As principais etapas em um processo de gaseificação de biomassa são: secagem, pirólise, combustão e redução, conforme descrito (Rathore, 2021):

Secagem: nesta primeira etapa, a umidade contida na biomassa é convertida em vapor. A matéria-prima não pode se decompor devido à falta de uma reação química causada por uma temperatura maior do que a apresentada nesta etapa (100°C - 150°C).

Pirólise: a matéria-prima da biomassa seca se decompõe em voláteis de baixo e alto peso molecular na ausência de oxigênio. Esse processo ocorre simultaneamente com a formação de carvão sólido e alcatrão. Como os processos que ocorrem nessa zona são endotérmicos, o calor necessário é fornecido pela combustão da biomassa em uma zona adjacente.

Combustão: com o oxigênio presente no ar e os subprodutos dos processos de pirólise, a combustão ocorre parcialmente, resultando em monóxido de carbono, dióxido de carbono e formação de água. Este processo fornece o calor total necessário para as reações endotérmicas, uma vez que os processos de combustão são exotérmicos e outros processos de gaseificação são endotérmicos.

Redução: dado que o calor sensível dos gases e de carvão é capturado em reações endotérmicas entre H_2O , CO_2 e carbono no carvão, a temperatura na zona de redução é normalmente mais baixa do que na zona de oxidação.

A qualidade e o poder calorífico do *syngas* produzido pela gaseificação dependem de vários aspectos, como o tipo de matéria-prima, tamanho das partículas, temperatura de gaseificação, atmosfera utilizada etc. Na gaseificação de RSU, tem-se buscado aprimorar a qualidade do *syngas* por meio da aplicação de novas tecnologias e inovações. Entre essas iniciativas, destacam-se o uso de catalisadores e sistemas de limpeza do gás, com o objetivo de obter um *syngas* de alta qualidade, rico em H_2 .

A gaseificação, segundo Amin et al., (2023), é uma tecnologia com elevada eficiência energética, com baixos custos de funcionamento e manutenção, baixas emissões ambientais e flexibilidade na gestão de resíduos em comparação com a incineração e a pirólise.

Geralmente na gaseificação dos RSU, existe um processo de limpeza ou purificação do gás de síntese produzido, para eliminar impurezas como os alcatrões, e aumentar a pureza de hidrogênio possível do gás de síntese. Em geral, diferentes processos podem ser usados, como *Pressure Swing Adsorption* (PSA), *Water-gas shift reaction* (WGS) e a utilização de catalisadores na zona de saída do gás.

A adsorção por oscilação de pressão (PSA) é um processo pelo qual espécies gasosas em uma mistura de gases podem ser separadas. Adsorventes como zeólitas, carvão ativado e peneiras moleculares desempenham um papel crucial na adsorção. Esse método baseia-se em alta pressão: quanto maior a pressão, maior a quantidade de gás adsorvida. Essa técnica pode ser adaptada para

separar misturas de gases, pois diferentes gases tendem a se ligar a diferentes superfícies sólidas. A separação é baseada nas diferenças nas forças de ligação com o adsorvente. Os componentes voláteis com baixa polaridade, como moléculas pouco adsorvíveis, incluem N_2 , CO e CO_2 (Kadam & Panwar, 2017). Foi desenvolvida desde a década de 1970, as aplicações industriais típicas da adsorção por oscilação de pressão incluem purificação de hidrogênio, recuperação de metano e separação de ar. Mais recentemente, novos processos estão sendo desenvolvidos utilizando sistemas PSA para a recuperação de CO_2 e monóxido de carbono, e a melhora de biogás (Chisăliță et al., 2025).

Por a sua vez, *Water–gas shift reaction* (WGS) a reação de deslocamento gás-água é um processo importante e amplamente utilizado na indústria; nesse processo, o hidrogênio é produzido a partir de água ou vapor, enquanto o monóxido de carbono é convertido em dióxido de carbono. De outra forma, WGS é desencadeada quando o monóxido de carbono (CO) e o vapor da água (H_2O) coexistem em um ambiente e a barreira de energia da reação química é superada. Como o oxigênio presente na molécula de H_2O é transferido para o CO durante a reação, este é transformado em dióxido de carbono (CO_2), enquanto a água se torna a fonte de produção de hidrogênio (H_2) (W. H. Chen & Chen, 2020).

Segundo Richardson et al., (2012), trata-se de fases muito caras devido ao elevado consumo de energia e ao elevado custo da tecnologia, mas permitem obter uma maior qualidade e quantidade de hidrogênio, 99,99% de pureza e até 69,6% de recuperação (Brea et al., 2019).

Por sua vez Charisiou et al., (2020) utilizaram um catalisador baseado em RH sobre Al_2O_3 , CeO_2 e MgO para aumentar o rendimento de H_2 no gás de síntese de RSU, obtendo 78% de H_2 no gás tratado. Por outro lado Huang & Liu, (2021) utilizaram um catalisador à base de $Ni-Al_2O_3$ que aumenta o rendimento de H_2 no gás de síntese até 96%. Por fim Jing et al., (2020) desenvolveram e avaliaram um catalisador composto por $NiCexAl$, um óxido metálico misto e mostraram um rendimento máximo de 89,2% de H_2 como resultado da sua aplicação na reforma de Syngas.

Nesta seção são apresentados alguns trabalhos encontrados na literatura que envolve a gaseificação com RSU, com diferentes tipos de gaseificadores e tecnologias adicionais.

Lv et al., (2019) realizaram uma modelagem combinando o processo de gaseificação de RSU com uma reação de loop químico duplo e *water–gas shift reaction* para gerar simultaneamente gás de síntese rico em hidrogênio e eletricidade. Além disso, eles utilizaram o calor residual para gerar gás de síntese no consumo de CO_2 .

Zhao et al., (2023) simularam gaseificadores de plasma para gaseificação de RSU e biomassa, avaliando os parâmetros de produção de H_2 , o processo de energia e eficiência. Determinaram o

conteúdo máximo de H_2 no gás: 73,3%, a eficiência de conversão de H_2 : 75,6% e a eficiência de utilização de energia: 57,8%.

Assim, Xiang et al., (2019) implementaram um modelo matemático de gaseificação de leito fixo de RSU para a produção de H_2 e CO, no qual eles testaram diferentes atmosferas com diferentes proporções de O_2 , N_2 , H_2O e CO_2 , bem como diferentes tamanhos de partículas de biomassa. Os autores relatam que uma atmosfera de 100% de CO_2 aumentou a produção de CO e H_2 em 51,87% em relação ao volume. Tamanhos de partículas na faixa de 20-30 mm e 80-100 mm permitiram que os volumes de H_2 e CO variassem de 51,7% a 49,7%, mantendo a temperatura de gaseificação entre 600°C e 1000°C, o que resultou na produção de H_2 e CO variando de 56,1% a 65,8%.

Y. Hu et al., (2021a) em um estudo simulado, foi avaliada a co-gaseificação com ar, ar-vapor de switchgrass e RSU, foram analisados os efeitos da co-gaseificação, a relação entre vapor e alimentação, bem como o desempenho da gaseificação. Os resultados do estudo foram os seguintes: o poder calorífico inferior (LHV) do gás produzido foi de 5,11 MJ/Nm³. O gás continha 13,66% de H_2 em volume. A uma temperatura de 680°C, alcançaram um rendimento de 40% no gás com uma relação de vapor/alimentação de 1,2. A introdução de vapor na gaseificação resultou em uma diminuição leve nos teores de alcatrão, que passaram de 16,08 para 15,41 g/Nm³.

Por outro lado, Rudra & Tesfagaber, (2019a) simularam a integração de uma central de aquecimento à gaseificação de RSU com WGS para produção de H_2 e água para aquecimento. Três configurações foram analisadas, das quais obtiveram um rendimento máximo de H_2 de 94% com uma relação de vapor de 0,5% e como produção máxima tiveram 199,6 kg H_2 /RSU e 4 litros de H_2O para aquecimento.

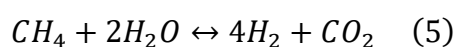
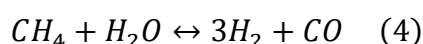
Yayalík et al., (2020) desenvolveram a gaseificação RSU a 600-1600 °C em um reator de plasma com capacidade de 10 kg/h. O plasma pode reformar as moléculas gasificadas dos RSU, a gaseificação por plasma com oxigênio ou vapor a 1200–1400 °C, pode produzir gás de síntese com um teor de hidrogênio entre 2,5-3,5% mol.

Por fim, Materazzi & Holt, (2019) realizaram o processo de gaseificação por plasma para gerar gás de síntese a partir de CDR-RSU, usaram WGS para limpeza do gás. Converteram cataliticamente o gás de síntese em parafinas C1-C4. Além disso, a conversão de CO aumentou com o teor de H_2 no gás de síntese.

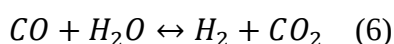
3.3.4. Reforma a vapor de biogás proveniente de aterro sanitário

A tecnologia de reforma a vapor de metano (SMR) é um processo bem estabelecido entre todos os processos para produzir H_2 em escala industrial, geralmente realizado com gás natural.

Neste processo, o gás natural dessulfurado é misturado com vapor a alta pressão (2,6 MPa) e a mistura é pré-aquecida a 450–500 °C antes de ser introduzida nos tubos do reformador carregados com um catalisador à base de Ni. Os tubos do reformador são aquecidos externamente e, nos tubos, a mistura é convertida em CO e H_2 a 850–900 °C de acordo com as duas reações SMR (4 e 5) (Faheem et al., 2021).



Na sequência do reformador, os reatores de deslocamento de gás-água (WGS) convertem o CO em mais H_2 e CO_2 de acordo com a reação (6) (Faheem et al., 2021).



O gás de síntese resultante, uma mistura de hidrogênio e monóxido de carbono, é resfriado, e o hidrogênio é separado e purificado (Zhang et al., 2024).

Como é sabido nos aterros sanitários, é possível gerar biogás rico em CH_4 (metano) e, a partir desse biogás existe a possibilidade de gerar H_2 , a partir de SMR, podendo assim o biogás de aterros ser empregado como substituo para o gás natural, isto baseado em a composição do biogás de aterro, a qual é principalmente composto por 50-75% de metano(CH_4), 25-40% de dióxido de carbono(CO_2), 1-2% de hidrogênio(H_2), 0,1-0,5% de gás sulfídrico (H_2S), entre outros compostos em menor quantidade segundo (Andrade, 2015).

Na busca por um biogás de qualidade para a produção de hidrogênio, ele pode ser submetido a processos de aprimoramento ou *upgrading* por meio de diferentes tecnologias.

Assim, Díaz-Herrera et al., (2023) avaliaram diferentes tecnologias de aprimoramento baseadas em solventes para determinar a viabilidade do biogás de aterro sanitário (59,10% CH_4 ; 37,50% CO) na produção de biometano na cidade de Prados da Montanha, no México. O caudal de biogás foi 350 m³/h a temperatura e pressão ambiente. As tecnologias analisadas foram: lavagem com água, carbonato de propileno, éter dimetílico de polietilenoglicol, solução de monoetanolamina e solução de carbonato de potássio. Como resultado, os solventes químicos—solução de monoetanolamina e solução de carbonato de potássio—ofereceram uma quantidade ligeiramente maior biometano (154m³/h) em comparação com os solventes físicos (147 m³/h).

Chung et al., (2024), em seu estudo de revisão, destacaram os sistemas de eletrossíntese microbiana (MES) como um método promissor de aprimoramento do biogás. Essa tecnologia integra o metabolismo microbiano com a eletroquímica, oferecendo uma abordagem eficiente para capturar e utilizar carbono. Além de reduzir o CO₂ atmosférico e o presente no biogás, a eletrossíntese microbiana converte esses gases simultaneamente em bioenergia renovável, como o biometano.

No entanto, Rodero et al., (2024) propõem o uso de membranas como uma alternativa para o aprimoramento do biogás, destacando sua eficiência, design compacto, viabilidade econômica e fácil escalabilidade. Os autores mencionam os avanços mais recentes em sistemas de membranas para purificação e enriquecimento do biogás, como as poliimidas e os polímeros baseados em hexafluoroisopropilideno (6FDA) de microporosidade intrínseca, que oferecem perspectivas promissoras para o enriquecimento do biogás.

Por fim, a adsorção por oscilações de pressão (PSA) se destaca como uma alternativa eficaz para o aprimoramento do biogás. No estudo de Karimi et al., (2024), foi avaliado o potencial do MIL-160(Al), um MOF microporoso de dicarboxilato de alumínio, para essa aplicação. Um processo de PSA em 5 etapas foi conduzido utilizando uma mistura 50:50 de CO₂/CH₄. Posteriormente, o processo foi escalado para nível industrial, com resultados que indicaram uma pureza de metano de aproximadamente 99% e uma taxa de recuperação de 63%.

3.4. Desempenho técnico das rotas *MSW-to-H₂*

Para fins de comparação, nesta seção apresenta-se o desempenho das rotas de produção de hidrogênio a partir RSU (Figura 6), a partir de uma revisão bibliográfica.

A revisão bibliográfica baseou-se em 41 artigos científicos encontrados entre os anos de 2010 e 2024 em bases de dados como *Science direct* e *Google Scholar* (vide Tabela 6). Esses artigos foram desenvolvidos principalmente em países europeus e asiáticos, mais especificamente na Itália, Noruega, Portugal, China, Japão, Malásia, Iran e Índia.

Vale salientar que nem todos os artigos reportam a rota completa da produção de H₂ a partir de RSU (*MSW-to-H₂*). Especificamente nos estudos baseados na eletrólise, assumiu-se um eletrolisador tipo PEM com uma eficiência de produção de H₂ de 65% (51,27 kWh/kgH₂) (Zeng & Zhang, 2010). Por sua vez, para a reforma de vapor (*Steam Methane Reform*, SMR), assumiu-se um rendimento de 0,34 kgH₂/kgCH₄ segundo Crispim et al., (2024).

Tabela 6: Tabela descritiva dos artigos¹

Nº	Referência	Matéria prima	Pré-tratamento	Rota	Tecnologia envolvida
1	(Cao et al., 2022)	RSU orgânicos	Separação de orgânicos e inorgânicos	I	MTG
2	(Liang, Goh, et al., 2022)	RSU	Compactação dos RSU	I	MCI
3	(Chandra & Ganguly, 2023)	RSU	N/A	I	MCI
4	(Zappini et al., 2010)	RSU, cinzas de incineração e lodos de águas residuais	N/A	I	MCI
5	(Lo Basso et al., 2023b)	RSU	N/A	I	TG
6	(Pan et al., 2018)	RSU	Compactação	I	TG
7	(Kurniawan et al., 2022)	RSU	N/A	I	MCI
8	(Pillai & Riverol, 2018)	RSU	N/A	I	TG
9	(Cudjoe & Han, 2020)	RSU	N/A	I	TG
10	(Heidari-Maleni et al., 2023)	RSU	N/A	I	MCI
11	(Crispim et al., 2024)	RSU e Águas residuais	Mistura das matérias primas	II	D.A
12	(Arfan et al., 2023)	Biomassa e RSU orgânicos	separação e trituração	II	D.A+WGS+PSA
13	(J. M. Lee et al., 2023)	RSU orgânicos	Separação de inorgânicos e orgânicos	II	D.A+WGS
14	(Hajjaji et al., 2016)	RSU	N/A	II	DA+WGS+Purifi.
15	(Papurello et al., 2014)	RSU orgânicos	Separação de inorgânicos e orgânicos	II	D.A+Limpeza Carvão
16	(Liang, Goh, et al., 2022)	RSU	N/A	II	N/A
17	(Holtman et al., 2017)	RSU	Autoclavagem a vapor	II	D.A
18	(Nadaleti & Gomes, 2023)	RSU	N/A	II	N/A
19	(Mou et al., 2014)	RSU combustíveis	Mistura e trituração dos RSU	II	N/A
20	(Anshassi et al., 2022)	RSU	Mistura dos RSU	II	N/A
21	(Tan et al., 2015)	RSU	N/A	III	T.V
22	(Santangelo & Melano, 2015)	RSU	Secado	III	Inc.T.P+TV
23	(Rubio-Jimenez et al., 2023)	RSU	Reciclagem	III	T.V
24	(Yi et al., 2023)	RSU	N/A	III	T.V
25	(Liu et al., 2022)	RSU	N/A	III	T.V
26	(H. Chen et al., 2024)	RSU	N/A	III	Inc.T.P+TV
27	(Rodrigues et al., 2022)	RSU	N/A	III	TV
28	(Lino & Ismail, 2017)	RSU	Reciclagem	III	T.V
29	(Aliabadi et al., 2023)	RSU	Separação de inertes e metais	III	T.V

¹ CaO: Óxido de cálcio; Co-Gas.P: co-gaseificação de plasma; Co-Gas: Co-gaseificação; D.A: Digestão anaeróbia; Gas.L.Flui: Gaseificação de leito fluidizado; c/ar: Com ar; Gaseificação de leito fixo; Inc.T.P: Incinerador Tipo parrilha; MCI: Motor combustão interna; Mo: Modelado; Gas.L.Fixo: MTG: Microturbina de gás; N.A: Não aplica; PSA: *Pression Swing Adsorption*; TG: Turbina de gás; TV: Turbina de vapor; Vap: Vapor; WGS: reação *Water Gas Shift*.

Nº	Referência	Matéria prima	Pré-tratamento	Rota	Tecnologia envolvida
30	(Panepinto & Zanetti, 2018)	RSU	N/A	III	Inc.TP+TV
31	(Sun et al., 2021)	RSU	Secado	III	Inc.TP+TV
32	(Zhao et al., 2023)	R-plásticos y biomassa	Mistura e secagem	IV	Mo.Co-Gas.P.+PSA
33	(Indrawan et al., 2019)	Pellets de RSU	Pelotização	IV	Mo.Gas.P.Vap
34	(Lamas et al., 2023)	RSU e resíduos florestais	Torrefação	IV	Mo.CoGas.Vap
35	(Tavares et al., 2019)	RSU	Secagem	IV	Mo.Gas.P.Vap
36	(Y. Hu et al., 2021b)	Swiichgrass e RSU	Secagem	IV	Mo.CoGas.Vap
37	(Rudra & Tesfagaber, 2019b)	RSU e Resíduos de madeira	Secagem, trituração e peneirado	IV	Mo.Gas.L.Fixo+WGS
38	(M. Hu et al., 2015)	RSU Úmidos	Secagem e trituração	IV	Ex.Gas.L.Fixo.Vap+ CaO
39	(Ozturk & Dincer, 2021)	RSU	Secagem	IV	Ex.Gas.L.Flui+RC+ PSA
40	(Wang et al., 2022)	RSU em RDF	Secagem e produção de RDF	IV	Mo.Gas.L.Flui.Vap+WG S+PSA
41	(Jamro et al., 2022)	RSU	Secado e trituração	IV	Ex.Gas.L.Fixo.c/ar

A partir da revisão e análise realizados, os rendimentos de hidrogênio para cada uma das rotas avaliadas podem ser vistos na Figura 7. De maneira geral, as rotas baseadas em eletrólise – I (eletricidade do biogás) e III (incineração) – têm menores rendimentos, variando entre 0,10-0,83 kg H₂/t_{RSU} e 0,24-0,84 kgH₂/t_{RSU}, respectivamente. Os rendimentos em hidrogênio obtidos nessas rotas são influenciados pelas eficiências de cada um dos processos envolvidos, como a incineração, a geração de eletricidade e o processo de eletrólise. Por outro lado, as rotas baseadas na gaseificação (III) e reforma do biogás (II) apresentaram intervalos de rendimento consideravelmente maiores que as rotas baseadas na eletrólise; sendo ainda, os valores mínimos reportados (17,0 e 5,0 kgH₂/t_{RSU}, respectivamente) já maiores que os valores máximos reportados pelas rotas I e III.

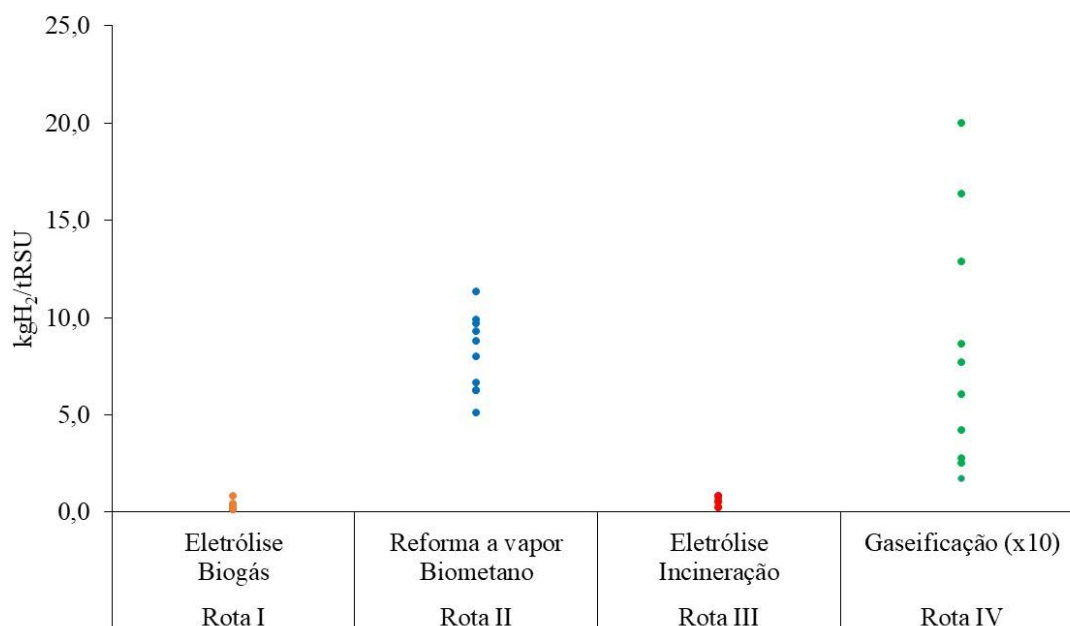


Figura 7: Rendimento teórico da produção de hidrogênio reportado pelas rotas. Fonte: Autor

Nas rotas baseadas em eletrólise, mesmo considerando 80% de eficiência da tecnologia PEM (Zeng & Zhang, 2010), a variação global do rendimento em hidrogênio aumentaria em 23% apenas, ou seja, de 0,43 para 0,53 kgH₂/tRSU. Dentro da rota I, pode-se afirmar que, o uso de turbinas a gás e de motores combustão interna para geração de eletricidade. Por sua vez, na rota III, a tecnologia reportada para a geração de eletricidade foi a turbina a vapor.

Na rota de reforma de biogás (II), os rendimentos de hidrogênio que variam mais (5,08-11,34 kgH₂/tRSU), devido ao pré-tratamento ou tecnologias implementadas em cada caso. Assim, no caso de máximo rendimento, há um pré-tratamento que envolve, separação, mistura e trituração dos RSU, o que melhora as condições de geração de biogás.

Por sua vez, a rota de gaseificação apresentou, em absoluto, os maiores rendimentos além do maior intervalo de variação (16,96 e 199,69 kgH₂/tRSU). O máximo rendimento em hidrogênio nesta rota, deveu-se às condições de gaseificação (leito fixo) e à composição, incluindo resíduos de madeiras, resíduos de plásticos, e papel. Da mesma forma, o pré-tratamento da matéria prima, que envolveu secagem e trituração e à tecnologia de limpeza do gás de síntese (*Water gas shift*), também favoreceram o alto rendimento (Rudra & Tesfagaber, 2019b). Da mesma forma, o menor rendimento é influenciado principalmente, pela composição da matéria-prima (RSU e *switchgrass*) e pela não implementação de sistemas de limpeza, melhorias ou purificação de gás de síntese e hidrogênio (Y. Hu et al., 2021b).

3.5. Desempenho ambiental das rotas *MSW-to-H₂*

Conforme mencionado anteriormente, a produção de hidrogênio é fortemente motivada por aspectos ambientais. Nesta seção, apresenta-se a revisão encontrada nas bases de dados sobre o desempenho ambiental das rotas de *MSW-to-H₂*, pode-se observar que não há muitos estudos que tenham realizado um trabalho semelhante ao proposto. Na Tabela 7: Revisão dos estudos para o desempenho ambiental das rotas

Nº	Referencias	Matéria prima	Tecnologias envolvidas	Potencial de mudanças climáticas	Outras categorias	Observações da ACV
1	(Zhao et al., 2023)	Resíduos de plástico e biomassa	Gaseificação	0,78 kgCO ₂ /kgH ₂	N/A	O CO ₂ gerado no processo foi estimado por meio do balanço de massa
2	(Cao et al., 2022)	Biogás de aterro	Eletrólise a partir da queima do biogás	19,07 kgCO ₂ /kgH ₂	N/A	As emissões de CO ₂ foram determinadas a partir da relação: massa de CO ₂ / produto de saída (H ₂).
3	(Hajjaji et al., 2013)	Biometano	Reforma a vapor de biometano	4,8 kgCO ₂ /kgH ₂	HT WEc	Não foram consideradas etapas de construção e fabricação nos processos;
4	(Materazzi et al., 2024)	RSU	Gaseificação	-700 kgCO ₂ /tRSU	WEc HT. PMF	A gaseificação incluiu a contabilização de créditos provenientes da captura de carbono biogênico, da produção de hidrogênio e da utilização de materiais reciclados.
5	(Arfan et al., 2023)	RSU Orgânicos-Biogás	Reforma a vapor de biogás	2,13 kgCO _{2eq} /kgH ₂	TAc POF	Não se considerou a etapa de armazenamento para o hidrogênio; no entanto, o transporte da matéria-prima foi incluído.
			Gaseificação de biomassa	1,54kgCO _{2eq} /kgH ₂		
6	(Hajjaji et al., 2016)	Biogás	Reforma a vapor de biogás	5,59kgCO ₂ /kg H ₂	TAc WEc	Metodologia do berço ao túmulo, abrangendo desde a aquisição da matéria-prima até as fases de produção e utilização, e, por fim, a gestão de resíduos

, são apresentados os estudos encontrados, que chegam até a etapa de geração de hidrogênio, limitando-se à avaliação das rotas que incluem de reforma a vapor de biogás, gaseificação, e aterro, com exceção da incineração.

A análise da **Tabela 7**: Revisão dos estudos para o desempenho ambiental das rotas

Nº	Referencias	Matéria prima	Tecnologias envolvidas	Potencial de mudanças climáticas	Outras categorias	Observações da ACV
1	(Zhao et al., 2023)	Resíduos de plástico e biomassa	Gaseificação	0,78 kgCO ₂ /kgH ₂	N/A	O CO ₂ gerado no processo foi estimado por meio do balanço de massa
2	(Cao et al., 2022)	Biogás de aterro	Eletrólise a partir da queima do biogás	19,07 kgCO ₂ /kgH ₂	N/A	As emissões de CO ₂ foram determinadas a partir da relação: massa de CO ₂ /produto de saída (H ₂).
3	(Hajjaji et al., 2013)	Biometano	Reforma a vapor de biometano	4,8 kgCO ₂ /kgH ₂	HT WEc	Não foram consideradas etapas de construção e fabricação nos processos;
4	(Materazzi et al., 2024)	RSU	Gaseificação	-700 kgCO ₂ /tRSU	WEc HT. PMF	A gaseificação incluiu a contabilização de créditos provenientes da captura de carbono biogênico, da produção de hidrogênio e da utilização de materiais reciclados.
5	(Arfan et al., 2023)	RSU Orgânicos-Biogás	Reforma a vapor de biogás	2,13 kgCO _{2eq} /kgH ₂	TAc POF	Não se considerou a etapa de armazenamento para o hidrogênio; no entanto, o transporte da matéria-prima foi incluído.
			Gaseificação de biomassa	1,54kgCO _{2eq} /kgH ₂		
6	(Hajjaji et al., 2016)	Biogás	Reforma a vapor de biogás	5,59kgCO ₂ /kgH ₂	TAc WEc	Metodologia do berço ao túmulo, abrangendo desde a aquisição da matéria-prima até as fases de produção e utilização, e, por fim, a gestão de resíduos

revela que apenas seis trabalhos foram identificados, sendo três focados na avaliação da gaseificação para produção de hidrogênio, três na reforma a vapor do biogás e apenas um sobre a geração de hidrogênio a partir da queima de biogás de aterro

No caso dos estudos que abordam a gaseificação, observa-se uma variação na pegada de carbono entre 0,78 e 1,54 kgCO_{2eq}/kgH₂. Essa diferença decorre, principalmente, das matérias-primas utilizadas e das fronteiras dos sistemas analisados. Por exemplo, no estudo de Arfan et al., (2023), utiliza-se biomassa, enquanto Zhao et al., (2023) consideram os créditos associados ao uso de resíduos sólidos urbanos (RSU). Por outro lado, Materazzi et al., (2024) reportam uma pegada de carbono de -700 kgCO₂/tRSU. A principal diferença em relação aos estudos anteriores está na unidade funcional adotada, além de incluir créditos pela captura de carbono, geração de hidrogênio, eletricidade e reciclagem, o que impacta significativamente os resultados.

Por outro lado, os estudos sobre a reforma a vapor de biogás apresentam resultados de 2,13 kgCO_{2eq}/kgH₂, 4,8 kgCO_{2eq}/kgH₂ e 5,59 kgCO_{2eq}/kgH₂. De maneira geral, pode-se dizer que as diferenças nos resultados, considerando a mesma unidade funcional, estão relacionadas à produção do biogás, às tecnologias empregadas para o aprimoramento ou upgrading do biogás e aos RSU considerados.

Por fim, no estudo que aborda o aterro e a queima de biogás (Cao et al., 2022), o resultado é de 0,78 kgCO_{2eq}/kgH₂. Contudo, esse valor não pode ser diretamente comparado com outros estudos, vale salientar, as considerações de créditos provenientes da reciclagem, captura de carbono e geração de hidrogênio, que influenciam diretamente o resultado.

Tabela 7: Revisão dos estudos para o desempenho ambiental das rotas

Nº	Referencias	Matéria prima	Tecnologias envolvidas	Potencial de mudanças climáticas	Outras categorias	Observações da ACV
1	(Zhao et al., 2023)	Resíduos de plástico e biomassa	Gaseificação	0,78 kgCO ₂ /kgH ₂	N/A	O CO ₂ gerado no processo foi estimado por meio do balanço de massa
2	(Cao et al., 2022)	Biogás de aterro	Eletrólise a partir da queima do biogás	19,07 kgCO ₂ /kgH ₂	N/A	As emissões de CO ₂ foram determinadas a partir da relação: massa de CO ₂ /produto de saída (H ₂).
3	(Hajjaji et al., 2013)	Biometano	Reforma a vapor de biometano	4,8 kgCO ₂ /kgH ₂	HT WEc	Não foram consideradas etapas de construção e fabricação nos processos;
4	(Materazzi et al., 2024)	RSU	Gaseificação	-700 kgCO ₂ /trSU	WEc HT. PMF	A gaseificação incluiu a contabilização de créditos provenientes da captura de carbono biogênico, da produção de hidrogênio e da utilização de materiais reciclados.
5	(Arfan et al., 2023)	RSU Orgânicos-Biogás	Reforma a vapor de biogás	2,13 kgCO _{2eq} /kgH ₂	TAc POF	Não se considerou a etapa de armazenamento para o hidrogênio; no entanto, o transporte da matéria-prima foi incluído.
			Gaseificação de biomassa	1,54kgCO _{2eq} /kgH ₂		
6	(Hajjaji et al., 2016)	Biogás	Reforma a vapor de biogás	5,59kgCO ₂ /kg H ₂	TAc WEc	Metodologia do berço ao túmulo, abrangendo desde a aquisição da matéria-prima até as fases de produção e utilização, e, por fim, a gestão de resíduos

4. Metodologia

O desempenho energético e ambiental das rotas *MSW-to-H₂*, foi conduzido a partir da perspectiva do ciclo de vida, baseando-se nas sugestões metodológicas da ISO 14040 (2006).

4.1. Definição de escopo e fronteiras

As fronteiras dos sistemas avaliados (Figura 8) abrangeram a aquisição da matéria-prima até a produção de hidrogênio. Aspectos associados ao transporte de hidrogênio, armazenamento e uso não foram considerados, bem como a carga ambiental associada a infraestrutura. A unidade funcional escolhida foi 1,0 kg de H₂ produzido a 200 bar de pressão para todas as rotas, com pureza acima de 99%. A demanda energética para a compressão de H₂ até 200 bar foi estimada com base em (Khan, M.A, 2021), considerou-se uma compressão de múltiplos estágios, com uma eficiência isentrópica de 80% e uma eficiência no motor de 95%. Em caso de coprodução, toda a carga ambiental foi alocada ao hidrogênio, enquanto o RSU foi assumido livre de carga, ou seja, não carregam impactos ambientais anteriores a sua geração.

Os inventários de ciclo de vida foram baseados, na medida do possível, em estudos específicos realizados em condições brasileiras. Considerando que o RSU já possui destino definido, todas as rotas foram avaliadas numa perspectiva contrafactual, ou seja, considerando os eventuais impactos associados ao “cenário evitado”. O cenário evitado consiste no destino atual dos RSU que, por sua vez, baseou-se no aterro sanitário na cidade de Betim (Estado de Minas Gerais) conforme descrito por Cerqueira et al., (2025). Nesse cenário, não há aproveitamento energético do biogás, cuja composição volumétrica é 64% CH₄; 18,3% CO₂; 15% N₂; 1,7% O₂; 1% H₂. Cerca de 75% do biogás é coletado e queimado em *flares*, considerando-se as emissões atmosféricas resultantes dessa queima, bem como as emissões fugitivas do aterro. O impacto ambiental do lixiviado tratado foram estimadas considerando uma geração média de 100 L chorume/tRSU (Costa et al., 2023). As emissões para a água foram determinadas conforme as condições do aterro de Betim, de acordo com os parâmetros de desempenho de remoção de poluentes de lixiviados estabelecidos por Lima W, (2006) para o referido aterro.

Adicionalmente, a produção convencional de hidrogênio foi incluída como cenário base para comparar os desempenhos ambientais das diferentes rotas.

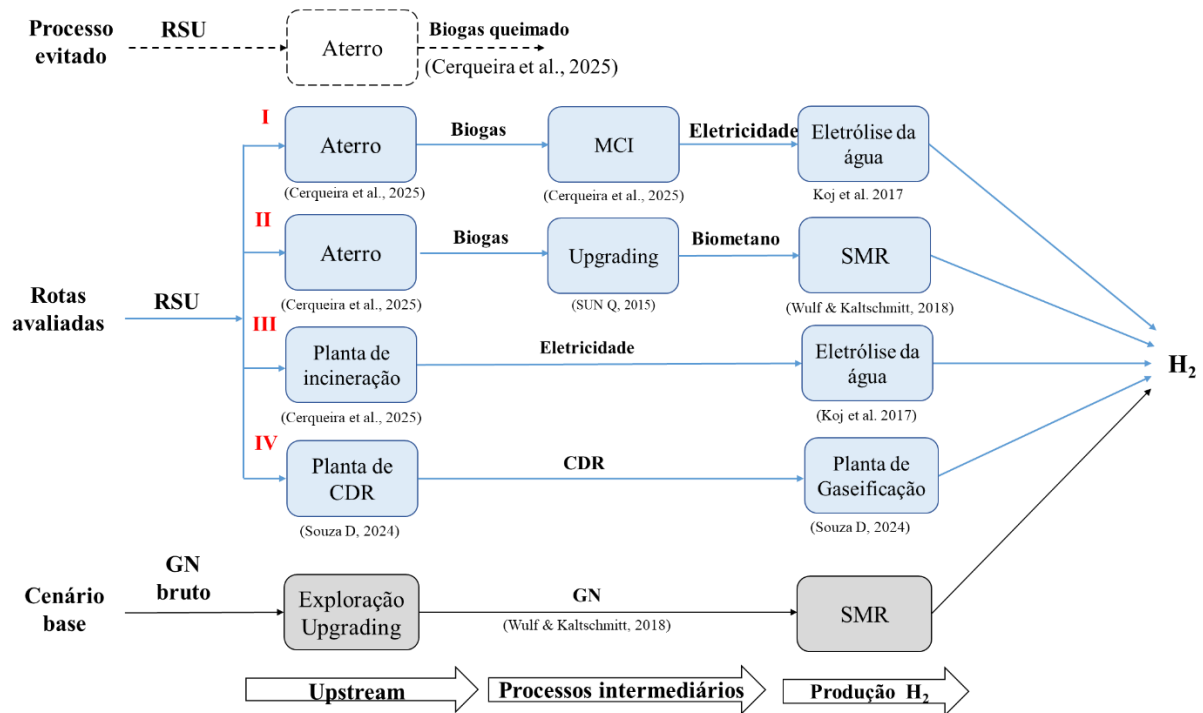


Figura 8: Rotas de produção de H_2 a partir de RSU (*MSW-to- H_2*). MCI: Motor de Combustão Interna; SMR: Reforma de Metano a Vapor; CDR: Combustível derivado de resíduos; GN: Gas Natural.

4.2. Caracterização das rotas avaliadas

As rotas analisadas neste estudo são descritas a seguir. Os inventários completos estão disponíveis no Material Suplementar.

Rota I -Eletrolise com eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário:

Esta rota é baseada no cenário contrafactual da pesquisa. Assume-se, no entanto, a recuperação energética de biogás através da queima direta em motores de combustão interna (MCI), conforme já avaliado por (Ofori-Boateng et al., 2013; Assamoi & Lawryshyn, 2012; Vasan et al., 2024). A referência principal da rota é o aterro sanitário da cidade de Betim-MG, previamente estudado por Cerqueira et al., (2025), onde 75% do biogás é capturado, sendo 46,5% queimado em nove módulos geradores de MCI e 28,5% queimado em *flares*. Cada modulo tem uma eficiência de 33% e produz 300 kW de eletricidade, podendo recuperar cerca de 162 kWh de eletricidade por tonelada de RSU (Leme et al., 2014).

O biogás utilizado nessa rota não passa por nenhum processo de *upgrading*, nem recebe adição de aditivos químicos ou mistura com outros combustíveis (como gasolina, diesel ou hidrogênio) para aumentar seu poder calorífico. Segundo Vasan et al., (2024), tais alterações permitem aumentar o rendimento e a eficiência na geração de eletricidade nos motores de combustão. As emissões

atmosféricas consideradas incluem aquelas provenientes da queima do biogás tanto nos motores de combustão interna quanto nos *flares*, além das emissões fugitivas do aterro, decorrentes da parcela de biogás não capturada.

A eletricidade gerada é utilizada em um eletrolisador do tipo alcalino (AWE, *Alkaline Water Electrolyzer*), com eficiência de produção de hidrogênio de 65,7% (50 kWh/kg H₂) (Koj et al., 2017), o inventário pode ser consultado no ANEXO B (B.1 Rota I)

Rota II – Reforma a vapor de biometano proveniente de biogás de aterro sanitário:

Para essa rota, foram feitas as seguintes considerações: os dados do biogás do aterro sanitário são os mesmos da Rota I. No entanto, nesta rota, o biogás passa por um processo de purificação (PSA: *Pressure Swing Adsorption*), a fim de obter biometano com uma composição de 96% CH₄ (v/v) (Sun et al., 2015). Em seguida, o biometano é enviado a um reformador a vapor de metano para a produção de hidrogênio. No reformador, a demanda térmica é abastecida por o biometano e a demanda elétrica, pela eletricidade da rede, assim como é considerada a etapa de *water gas shift-reaction* (WGS) para aumentar a produção de hidrogênio (Wulf & Kaltschmitt, 2018). Os dados de emissões para o ar foram determinados e adaptados ao consumo de energético de biometano a partir do trabalho de (Wulf & Kaltschmitt, 2018), consulte o inventário no ANEXO B (B.2 Rota II).

Rota III – Eletrólise com eletricidade obtida da incineração de RSU:

Essa rota considera a possibilidade uma usina “*waste-to-energy*”, baseada na incineração dos RSU de Betim em um incinerador do tipo grelha, com reagentes para tratamentos de gases efluentes, seguida pela geração de eletricidade em uma turbina a gás pelo ciclo Rankine (Cerqueira et al., 2025). Com base na composição do RSU e sua fração de carbono fóssil (Tabela 8), foram determinadas as emissões de CO₂ fóssil e biogênico. As demais emissões foram determinadas a partir de (Nielsen et al., 2013; EMEP/EEA, 2013; Cerqueira et al., 2025) mediante os parâmetros e fatores de emissões por quantidade de RSU, estabelecidos para o tipo de tecnologia de incineração, incluem-se um sistema de tratamento de gases residuais, os reagentes utilizados no tratamento incluíram ureia, carvão ativado e carbonato de sódio. As cinzas e escórias do processo seriam tratadas adequadamente em um aterro sanitário. A eletricidade gerada é utilizada em um eletrolisador com as mesmas características da Rota I para a produção de H₂, para detalhes sobre o inventário, consulte o ANEXO B (B.3 Rota III)

Rota IV – Gaseificação de Combustível Derivado de Resíduos (CDR):

Nesta rota, os modelos de gaseificação de CDR, reportados por Souza D. (2024), foram ajustados para a composição de RSU na cidade de Betim. A modelagem foi baseada na minimização da energia livre de Gibbs, através de modelos de equilíbrio químicos pré-estabelecidos no *software*

Aspen plus pela equação de estado de Peng-Robinson, utilizando ar e vapor como agentes gaseificantes. Para a produção de CDR, foram considerados as seguintes parcelas do RSU: matéria orgânica, papel, papelão e plásticos; enquanto as parcelas de metal e vidro foram enviadas à reciclagem, considerando-os como produtos evitados na análise. O consumo de eletricidade e os rendimentos dos pré-tratamentos do RSU para a geração de CDR (secagem e processamento) foram determinados com base nos estudos de Fagernäs et al., (2010) e Násner et al., (2017). O vapor utilizado na gaseificação é gerado a partir da queima do próprio CDR, e as emissões do processo foram estimadas segundo Sharma et al., (2025).

Após a gaseificação, assumiu-se um processo de deslocamento de água-gás (*Water-Gas Shift*, *WGS*) para maximizar a produção de H_2 , seguido por um sistema de adsorção por oscilação de pressão (*PSA*), no qual o hidrogênio é separado e purificado dos demais gases. Por fim, os gases residuais do *PSA* são queimados por combustão, para a geração de calor.

A seguir, nas Tabelas 8 e 9, são descritas a composição do RSU da cidade de Betim-MG e a composição elementar do CDR utilizado na Rota IV, O inventário pode ser consultado no ANEXO B (B.4 Rota IV).

Cenário base – Reforma a vapor de gas natural:

Para o cenário base, considerou-se a rota convencional de produção de hidrogênio por Reforma a Vapor de Gás Natural (SMR, *Steam Methane Reforming*). A produção de gás natural no contexto brasileiro foi considerada conforme Capaz et al., (2021), e a operação e emissões foram determinadas com base em Wulf & Kaltschmitt, (2018), consulte o inventário no ANEXO B (B.5 Cenário Base).

Tabela 8: Composição dos RSU da cidade de Betim-MG (Cerqueira et al., 2025)

Material	% Composição gravimétrica Betim-MG	% Fração C Fóssil	% Umidade
Matéria orgânica	53,50%	0%	60%
Papel e papelão	13,10%	1%	10%
Plásticos	21,40%	100%	0%
Vidro	1,50%	100%	0%

Material	% Composição gravimétrica Betim-MG	% Fração C Fóssil	% Umidade
Metais	2,40%	100%	0%
Inertes (Borrachas, isopor, rejeitos e tecidos)	8,10%	100%	10%
PCI(MJ/kg)	7,90		
%Umidade total	35,00%		

Tabela 9: Análise próxima e Última do CDR Betim-MG (Souza D. 2024),

Parâmetros	Símbolo/Unidade	Média %
Carbono fixo	FC	12,19
Voláteis	Vol	62,74
Umidade	Water	11
Cinzas	Ash	6,90
Carbono	C	50,95
Hidrogênio	H	6,58
Oxigênio	O	34,13
Nitrogênio	N	34,10
Sulfur	S	0,22

4.3. Avaliação do desempenho energético e ambiental

O desempenho energético das rotas foi expresso pelo indicador NER (*Net Energy Ratio*), ou seja, a relação entre a energia direta consumida, incluindo a energia dos RSU, e a energia gerada em 1,0 kg de hidrogênio na saída. Essa estimativa levou em conta os diferentes processos, as tecnologias desenvolvidas em cada rota e suas respectivas eficiências.

Para tal, assumiu-se um poder calorífico inferior (PCI) de 7,90 MJ/kg para RSU (Leme et al., 2014). Para o biogás proveniente de aterro, foi considerado um PCI de 24,43 MJ/kg, enquanto para o biometano utilizou-se um PCI de 45,26 MJ/kg (Carvalho et al., 2023) . No caso da rota de gaseificação, considerou-se um gás de síntese (syngas) com PCI de 3,19 MJ/kg. Para o hidrogênio, foi adotado um valor de referência de 120 MJ/kg (Hren et al., 2023).

Por sua vez, para o desempenho ambiental das rotas, estimado através de ACV, foi utilizado o software SIMAPRO v.8 com o banco de dados *Ecoinvent-3 allocation, default-unit* (Ecoinvent,2016). O método empregado foi o *ReCiPe Midpoint (H), V1.10,2008, World Recipe H*, e as categorias de impacto analisadas foram: Mudanças climáticas (*Climate Change*, kgCO_{2eq}/kgH₂), baseado em IPCC 100 anos – AR4; Acidificação terrestre (*Terrestrial acidification*, kgSO_{2eq}/kgH₂); Formação de oxidantes fotoquímicos (*Photochemical oxidant formation*, kgNMVOC_{eq}/kgH₂); Material particulado (*Particulate matter formation*, kgPM_{10eq}/kgH₂); Toxicidade humana (*Human Toxicity*, g1,4-DB_{eq}/kgH₂); Ecotoxicidade terrestre (*Terrestrial ecotoxicity*, g1,4-DB_{eq}/kgH₂) e Ecotoxicidade em água doce (*Freshwater ecotoxicity*, g1,4-DB_{eq}/kgH₂). Salienta-se que, especificamente na categoria Mudanças climáticas, a parcela de carbono fóssil e biogênico do RSU foi considerada na estimativa das emissões (38,13% e 61,87%).

Vale salientar que a Rota IV, baseada na gaseificação de CDR é a única rota cujo pré-tratamento consiste na separação de resíduos. São separados na etapa de triagem, os materiais como vidro, alumínio e aço. Neste caso, assumiu-se que a quantidade alumínio, aço, vidro poderiam ser enviados para a reciclagem e são considerados como materiais evitados na avaliação ambiental (relação mássica 1:1).

5. Resultados e Discussão

5.1. Desempenho energético das rotas *MSW-to-H₂*

A partir das fronteiras e etapas definidas na Figura 8, os principais fluxos do inventário de ciclo de vida das rotas analisadas são apresentados na Tabela 10. Neste trabalho, supôs-se que a eficiência das rotas pelo seu rendimento global (kgH₂/tRSU), foram: a Rota IV se destacou, como a melhor opção (22,09 kgH₂/tRSU), seguida pela Rota III (7,85 kgH₂/tRSU), ambas não associadas à matéria-prima disposta em aterro. Por sua vez, a Rota II (5,81 kgH₂/tRSU) e a Rota I (3,24 kgH₂/tRSU) apresentaram os menores rendimentos. Os inventários detalhados de cada etapa estão apresentados no material suplementar.

Salienta-se que a eficiência energética do cenário base, considerando a energia direta utilizada, foi de 73%, conforme indica Hajjaji et al., (2016) e Ingale et al., (2022); ou seja, consideravelmente maior do que os cenários avaliados aqui.

Tabela 10: Principais fluxos característicos de cada rotas normalizadas para a obtenção de 1,0 kg de hidrogênio (200 bar) e eficiência energética.

Parâmetros		Unidade	Rota 1	Rota 2	Rota 3	Rota 4
Matéria-prima	RSU	kg	308,60	172,10	127,40	45,27
Fluxos intermediários	CDR	kg	-	-	-	22,45
	Elettricidade	kWh	50,96		50,96	-
	Biogás	kg	23,33	13,02	-	-
	Biometano	kg	-	3,49	-	-
Entradas externos	Diesel	kg	0,07	0,04	-	-
	Químicos	kg	-	-	3,02	-
	Água	kg	10,00	14,40	10,00	50,04
	Elettricidade	kWh	-	1,31	-	47,87
Saídas	Hidrogênio	kg	1,00	1,00	1,00	1,00
	Oxigênio	kg	8,10	-	8,10	-
Eficiência energética		%	4,92	8,83	11,92	33,51

Este mesmo ranqueamento das rotas é refletido considerando os fluxos energéticos diretos contabilizados no ciclo de vida (Figura 9). De maneira geral, as rotas que envolvem a recuperação de biogás de aterro apresentaram as menores eficiências devido às perdas de energia nos processos de recuperação e queima de biogás. Ou seja, nestas rotas, a energia obtida na forma de hidrogênio equivaleria a menos de 10% da energia disponível originalmente no RSU (Rota I, 4,92%; e Rota II, 8,8%). A Rota III, baseada na incineração, apresentou um desempenho ligeiramente maior (12%) e a Rota IV seria a mais eficiente, ou seja, com o potencial aproveitamento de cerca de um terço (33,51%) da energia contida na matéria-prima originalmente destinada à gaseificação.

Na Rota I, a eficiência energética total foi de 4,92%; essa eficiência é resultado da soma de grandes perdas energéticas ao longo do processo, como na captura do biogás (76,58%) e na sua queima (54,96%). Nem todo o biogás coletado é aproveitado de forma eficiente pelo motor. Ainda assim, o sistema de queima do biogás em motores de combustão interna se destaca como a melhor opção de aproveitamento energético, com eficiência de aproximadamente 33% (Zappini et al., 2010), superando as turbinas a gás, que apresentam eficiências menores (cerca de 18%) (Zappini et al., 2010; Leme et al., 2014).

Por outro lado, a Rota III, também baseada na eletrólise, apresenta uma eficiência energética geral de 12%. Em comparação, a eficiência do processo de incineração para geração exclusiva de eletricidade, segundo estudos, varia entre 17% e 22% (Rubio-Jimenez, 2023; Chen et al., 2024), neste caso, a geração de eletricidade obteve uma eficiência de 18,2%. Isso indica que a utilização da eletricidade após para a produção de hidrogênio reduz a eficiência energética total da rota em aproximadamente 6,2%, o que pode ser considerado um impacto relativamente pequeno. Assim, segundo Leme et al., (2014), esta rota permite uma maior recuperação de energia dos RSU em comparação com as rotas que envolvem aterros sanitários e recuperação energética de biogás. Dessa forma, esta pode ser considerada uma opção viável para o aproveitamento energético dos RSU no Brasil, permitindo a implementação da incineração como uma solução complementar aos aterros sanitários.

Atualmente, essa tecnologia ainda não é amplamente adotada no país, principalmente devido a fatores econômicos relacionados ao investimento inicial e aos custos de operação e manutenção. Os custos operacionais da incineração giram em torno de US\$ 80/tRSU, enquanto nos aterros sanitários brasileiros, os valores variam entre US\$ 10-20/tRSU. Além disso, é importante avaliar a viabilidade de gerar eletricidade, sem injetá-la na rede elétrica, onde os preços são variáveis segundo os leilões (EPE, 2023).

Mesmo assim, a incineração é uma tecnologia amplamente desenvolvida em nível mundial, frequentemente utilizada para a recuperação de energia, seja na forma de calor ou eletricidade. Segundo Lu et al., (2017), em 2015 existiam 1.179 instalações de incineração de RSU em operação. Os principais países que adotam essa tecnologia são China, Japão, Malásia e diversas nações europeias. O Japão se destaca nesse cenário, tratando cerca de 80% de seus RSU por meio da incineração (Tan et al., 2015).

Por sua vez, a Rota II apresenta uma eficiência energética de 8,8%, sendo os processos de recuperação ou captura do biogás (77,7%) e de *upgrading* (40,1%) os principais responsáveis pelas maiores perdas de energia. Ainda assim, o processo de reforma a vapor do metano (*Steam Methane Reforming – SMR*) apresenta uma eficiência energética relativamente alta, em torno de 66%.

A perspectiva de analisar a eficiência energética das rotas *MSW-to-H₂*, a partir da análise do ciclo de vida, permite observar que as tecnologias de reforma a vapor do metano e de eletrólise da água apresentam eficiências semelhantes (66%). No entanto, as rotas em que essas tecnologias estão presentes (Rota I, Rota II e Rota III) apresentam eficiências menores, como se evidencia. Isso se deve, em parte, aos problemas de eficiência nos processos anteriores dessas rotas, como a geração de eletricidade, a captura e o *upgrading* do biogás.

Por último, na Rota IV, os RSU são inicialmente separados (36,6 kg de matéria orgânica, papel-papelão e plásticos) para otimizar a gaseificação, visto que nem todos os resíduos podem ser utilizados diretamente na gaseificação, devido às suas características ou propriedades. Após a secagem, os resíduos são convertidos em Combustível Derivado de Resíduos (CDR), o que melhora a eficiência e o desempenho do processo de gaseificação. Logo da gaseificação, o syngas gerado passa por um processo de purificação e aprimoramento, incluindo a reação de deslocamento de água-gás (*Water-Gas Shift Reaction*) e PSA (*Adsorção por Oscilação de Pressão*) para separar o hidrogênio.

Em comparação com as demais rotas, a Rota IV apresentou-se expressivamente mais eficiente (33%), ou seja, sete vezes mais que a Rota I, e três a quatro vezes que as Rotas II e III. Esses dados evidenciam a expressiva superioridade da Rota IV em termos de eficiência energética, o que amplia significativamente seu potencial de desenvolvimento em larga escala no Brasil — tanto para o tratamento e aproveitamento da maior parte dos componentes dos RSU, quanto para a geração de hidrogênio. No entanto, as principais limitações atualmente associadas à rota de gaseificação envolvem seus elevados custos de investimento e operação (757-224 \$/tRSU) segundo Luz et al., (2015), além de um manejo operacional mais complexo em comparação a outras tecnologias.

Em comparação com outras rotas de produção de hidrogênio, Li et al., (2020) reportaram uma eficiência energética de 25,19% para a gaseificação de carvão – consideradas as etapas de extração, preparação, limpeza e transporte do carvão – já implantado em larga escala comercial no mundo (IEA.,2023; Valmet.,2016). Este valor é inferior à eficiência obtida na gaseificação de CDR, mas bem superior as demais rotas. Por sua vez, Hajjaji et al., (2016) reportaram uma eficiência energética de 48,6% para a produção de hidrogênio a partir da reforma a vapor de etanol. Essa eficiência é superior à de rotas *MSW-to-H₂*, mas é importante ressaltar que a análise não contabiliza a energia necessária para produzir o bioetanol nem a energia contida na matéria-prima original, focando apenas no processo de reformado.

Por outro lado, ao avaliar a possibilidade de melhorar a eficiência de alguns dos processos envolvidos nos cenários, os impactos nos resultados podem se alterar significativamente. Por exemplo, no caso das Rotas I e II, existe a possibilidade de aumentar a taxa de captura de biogás para 85%. Isso resultaria em um aumento na eficiência das rotas: para a Rota I, a eficiência subiria para 5,57%, representando um acréscimo de aproximadamente 13,16% em relação à eficiência obtida com uma captura de 75% do biogás; já para a Rota II, a eficiência aumentaria para cerca de 10%, um incremento de aproximadamente 13,20%.

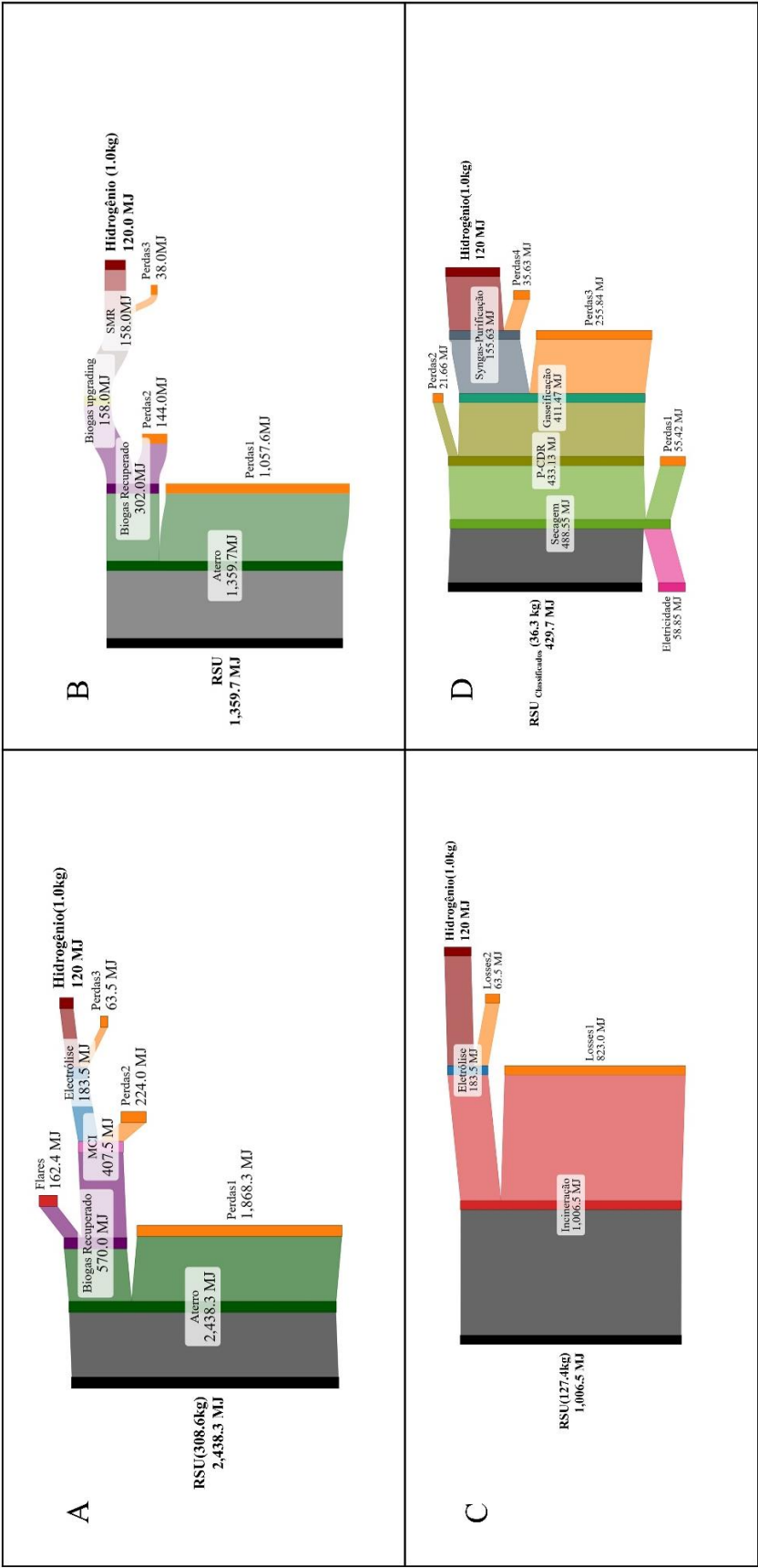


Figura 9:Diagrama Sankey de energia das rotas;(A) Rota I;(B) Rota II; (C)Rota III; (D) Rota IV.

5.2. Desempenho ambiental das rotas *MSW-to-H₂*

A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos na ACV de cada rota e da produção convencional de hidrogênio a partir de gás natural. A fim de facilitar a comparação, os resultados de categorias distintas foram normalizados na Figura 3 a partir do maior resultado obtido para cada categoria.

Tabela 11: Caracterização dos impactos ambientais para rotas *MSW-to-H₂* para a obtenção de 1,0 kg de hidrogênio (200 bar)

Nº	Categorias	ROTA I	ROTA II	ROTA III	ROTA IV	H ₂ -Gas natural
1	Mudanças climáticas (kgCO _{2eq})	0,182	0,16	-14,40	-9,99	11,60
2	Acidificação terrestre (kgSO _{2eq})	0,162	0,0008	0,101	-0,0702	0,0126
3	Formação de oxidantes fotoquímicos (kgNMVOC _{eq})	0,299	0,0041	0,123	-0,041	0,0279
4	Material particulado (kgPM10 _{eq})	0,069	0,0001	0,0368	-0,038	0,0037
5	Toxicidade humana (g1,4-DB _{eq})	3,010	32,40	1600	-1360	211
6	Ecotoxicidade terrestre (g1,4-DB _{eq})	0,0047	0,626	0,795	13,50	0,592
7	Ecotoxicidade de água doce (g1,4-DB _{eq})	0,063	0,50	3,680	4,450	13,00

Na mais visada categoria de impacto, ou seja, aquela associada às mudanças climáticas (CC), todas as rotas apresentaram desempenho significativamente menor que o cenário-base (SMR-NG), indicando potencial de redução de gases de efeito estufa de 0,61% (Rota I) a 2,19% (Rota III). O cenário-base volta a apresentar maior impacto apenas na categoria ecotoxicidade aquática (WEc), devido à extração do gás natural; enquanto em todas as demais categorias, tal cenário apresenta melhor desempenho que, no mínimo, duas rotas *MSW-to-H₂*.

Os impactos evitados, que incluem emissões para o ar e água, devido ao destino alternativo do RSU (vide rota III, incineração e Rota IV, gaseificação) justificam o melhor desempenho da Rota III na categoria CC. No entanto, as emissões do processo de incineração posicionam esta mesma rota como a pior alternativa para categoria de toxicidade humana (HT), e ainda justificam o baixo desempenho nas categorias associadas a qualidade do ar (POF e PMF) e acidificação terrestre (TAc).

A Rota IV – que apresentou melhor eficiência energética e considerável potencial de redução de GEE (1,82% em comparação com o cenário base) –, foi expressivamente a melhor em quatro categorias, sendo duas associadas à qualidade do ar. Isso se justifica especialmente pelos impactos eventualmente evitados pela reciclagem dos materiais separados na etapa de obtenção do CDR.

Por sua vez, as rotas baseadas no uso do biogás de aterro apresentaram desempenho variado. Enquanto a Rota I apresentou o menor potencial de redução de GEE, além, reportou os maiores impactos para categorias associadas a qualidade do ar e acidificação terrestre, a Rota II não se destacou como a melhor em nenhuma categoria, embora tendo um bom desempenho.

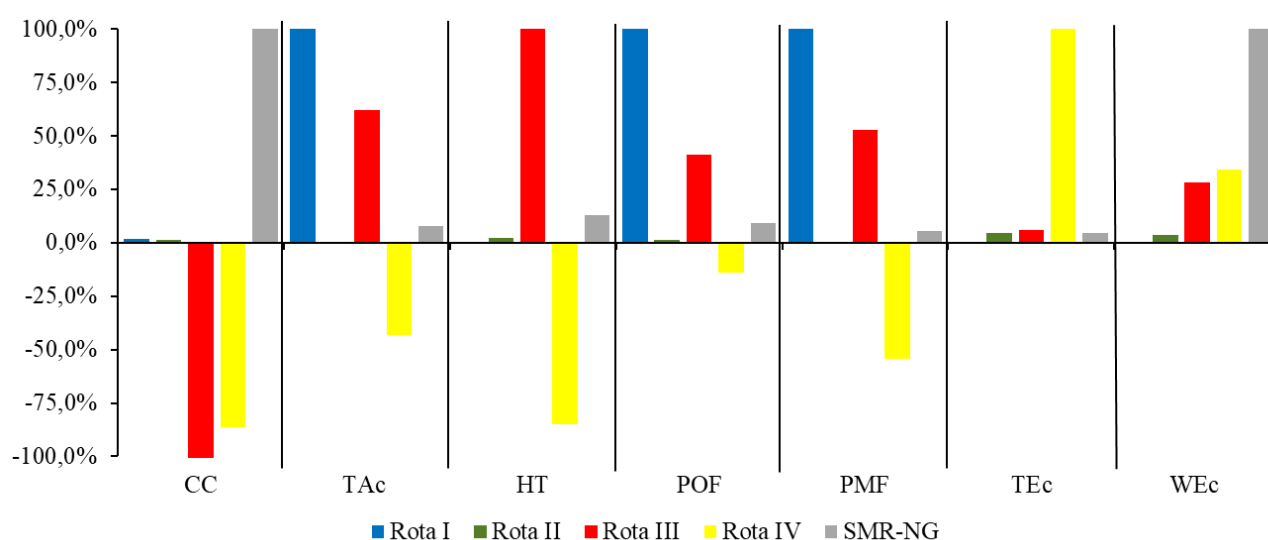


Figura 10: Caracterização dos impactos ambientais para cada rota. CC: *Climate Change*; TAc: *Terrestrial acidification*; HT: *Human Toxicity*; POF: *Photochemical oxidant formation*; PMF: *Particulate matter formation*; TEc: *Terrestrial ecotoxicity*; WEc: *Freshwater ecotoxicity*.

A partir desta análise de contribuição nas diferentes categorias (ver Figura 11), observa-se que os impactos evitados –quer seja pelo destino alternativo do RSU (Rotas III e IV) ou do biogás (Rotas I e II), ou ainda dos materiais reciclados (Rota IV) –, possuem influência direta nas categorias tais como: aquecimento global, acidificação terrestre, toxicidade humana e formação de oxidantes fotoquímicos. Por outro lado, em categorias como material particulado, ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade da água doce, sua contribuição é quase nula ou inexistente.

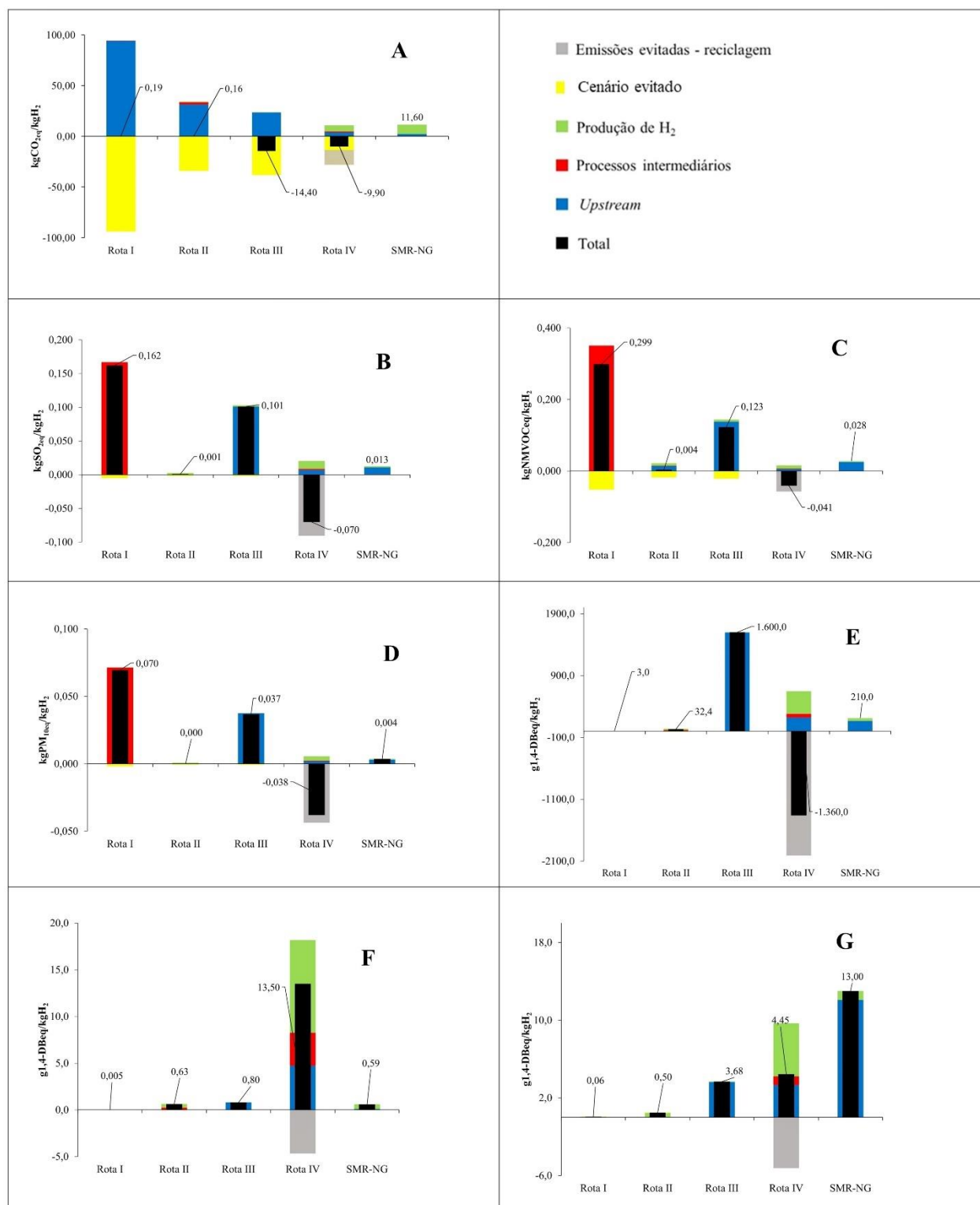


Figura 11: Gráficos de contribuição para cada categoria das rotas MSW-to-H₂; A) Mudanças climáticas; B) Acidificação Terrestre; C) Formação de oxidantes fotoquímicos; D) Material particulado; E) Toxicidade humana; F) Ecotoxicidade terrestre; G) Ecotoxicidade de água doce.

5.2.1. Mudanças climáticas (*Climate Change*):

Nesta categoria, a Rota III apresentou o menor resultado líquido ($-14,4 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$) (Tabela 11) sendo as emissões do cenário evitado o principal contribuinte ($-38,10 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$ ou $-317,5 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$); ou seja, a incineração evitaria as emissões fugitivas de metano no aterro, cuja caracterização é mais relevante que as emissões de dióxido de carbono fóssil (proveniente de plásticos e borracha) no processo de incineração ($23,60 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$) sendo a porcentagem de carbono fóssil do RSU de 38,13%. Vale salientar que, no caso da eletrólise, conforme usado na Rota III, as emissões de gases de efeito estufa não são relevantes na etapa de produção de hidrogênio, porém contribuem significativamente nas outras etapas.

De acordo com Fernández-Nava et al., (2014) em um estudo de caso realizado nas Astúrias, Espanha, que avaliaram o desempenho ambiental de diferentes alternativas para o tratamento de RSU, para a rota de incineração, obtiveram um resultado de $81 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$ em comparação com a rota III ($-120 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$) a diferença vem dada pelas emissões evitadas, além disso no estudo observaram que o processo de incineração foi responsável por cerca de 63% do impacto total na categoria de mudanças climáticas, evidenciando seu papel predominante nas emissões de gases de efeito estufa. Corroborando esses achados, Dong et al., (2018) na França estimaram que 100% das emissões da incineração foram principalmente e em grande proporção as emissões de dióxido de carbono influenciadas pela composição dos resíduos queimados, assim obtiveram um resultado de $0,002 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$ favorecido pelos créditos obtidos pela geração de energia.

A Rota IV apresentou um valor próximo ao valor da Rota III ($-9,90 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$), especialmente devido as emissões evitadas ($-14,60 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$) a partir da reciclagem de materiais como alumínio, aço e vidro. As emissões evitadas pelo tratamento alternativo do RSU frente à disposição em aterro são tão relevantes quanto ($-13,50 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$, $-270 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$). Materazzi et al., (2024) pesquisaram a reciclagem de matérias na gaseificação de CDR para geração de hidrogênio no Reino Unido, obtendo assim uma tendência onde os créditos pela reciclagem de materiais como aço e alumínio e a geração de hidrogênio, influenciam diretamente no resultado de aquecimento global, em razão do fato de que as emissões, evitadas pelos créditos ($-859 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$) superam as emissões diretas do processo de gaseificação obtendo assim, emissões negativas na análise.

Por outro lado, ao desconsiderar os eventuais créditos em função da reciclagem de materiais descartados na produção de CDR, o resultado para a Rota IV subiria para $10,93 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$, com relevante contribuição das emissões associadas ao consumo da eletricidade ($6,17 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$) nos processos de pré-tratamentos de RSU (secagem), produção de CDR (moenda e trituração) e no

processo de purificação de hidrogênio (*Water Gas Shift-reaction* e PSA), sendo os processos de purificação aquele que mais consome eletricidade (27,13 kWh/kgH₂) sendo um 56,68% do total consumido. Tang et al., (2020) mencionam que é alto o consumo de eletricidade (cerca de 100 kWh/tRSU) para secagem e pré-tratamento de RSU em seu estudo na China de gaseificação para gerar eletricidade. A segunda contribuição para a Rota IV são emissões diretas no próprio processo de gaseificação, associadas a produção de hidrogênio e a combustão dos gases residuais após a separação de H₂.

Na Rota II foi obtido um resultado de 0,16 kgCO_{2eq}/kgH₂, devido principalmente às emissões de metano nos processos de upgrading, reforma a vapor de biometano mais e o consumo de eletricidade da rede (2,96 kgCO_{2eq}/kgH₂), presentes durante a operação dos processos mencionados.

A contribuição do cenário evitado no resultado na Rota II é de -34,08 kgCO_{2eq}/kgH₂ (-200,47 kgCO_{2eq}/tRSU), sendo o valor inicial da rota sem cenário evitado de 34,26 kgCO_{2eq}/kgH₂; no qual as maiores emissões se dão em razão das fugas na obtenção do biogás de aterro (31,30 kgCO_{2eq}/kgH₂), seguidas pelas emissões do processo de upgrading de biogás aportando 2,46 kgCO_{2eq}/kgH₂, e por último, as emissões do processo de SMR, que apresenta cerca 0,47 kgCO_{2eq}/kgH₂.

Em outros estudos realizados, Lefranc et al., (2024) avaliaram as emissões geradas a partir da produção de hidrogênio de reforma a vapor de biometano a partir do RSU, implementando um sistema de captura de carbono, o que permite a captura de CO₂ gerado no processo de produção de hidrogênio (SMR), obtendo um resultado com emissões negativas de -8,64 kgCO_{2eq}/kgH₂ pelos créditos associados pela captura.

Por último, a Rota I é a rota que tem o maior valor dentro das rotas *MSW-to-H₂* nesta categoria com 0,19 kgCO_{2eq}/kgH₂ que está associado principalmente; as emissões geradas pela combustão de biogás no motor de combustão, para a geração de eletricidade. Assim, nessa Rota I, o valor associado ao cenário evitado é de -94,02 kgCO_{2eq}/kgH₂ (-313,4 kgCO_{2eq}/tRSU), representando as emissões fugitivas do aterro (12, 3 kgCH₄/tRSU) e a queima do biogás em *flares* (26,01 kgCO_{2eq}/tRSU).

Caso não seja considerado o cenário evitado, as contribuições de emissões da Rota I serão de 94,20 kgCO_{2eq}/kgH₂, sendo a maior contribuição do aterro, suas emissões fugitivas (87,45 kgCO_{2eq}/kgH₂) e a queima em *flares* (7,45 kgCO_{2eq}/kgH₂), deixando com uma menor contribuição, as emissões geradas na combustão de biogás no motor de combustão interna, no qual se apresentam emissões de 4,35 kgCO_{2eq}/kgH₂.

Fernández-Nava et al., (2014) na Espanha avaliaram opções de tratamento de RSU em Asturias, destacando que, mesmo com a recuperação de energia no aterro sanitário, as emissões não

controladas ainda representam uma contribuição relevante (aproximadamente 79% do total), considerando uma taxa de recuperação de biogás de 81%.

Quando as rotas avaliadas neste estudo são comparadas com alternativas de produção de hidrogênio— como a eletrólise alimentada por diferentes fontes de eletricidade, a reforma a vapor do biogás, a reforma do etanol e a gaseificação de carvão — observa-se que há variações significativas nas emissões de gases de efeito estufa. Essa comparação permite contextualizar os resultados obtidos e identificar os principais fatores que influenciam a sustentabilidade de cada tecnologia.

No estudo de Sadeghi et al., (2020), a produção de hidrogênio por meio de eletrólise solar, resultou em uma emissão de 3,1 kgCO_{2eq}/kgH₂. Esse valor é considerado elevado em comparação com as rotas de eletrólise avaliadas no estudo (Rota I: 0,182 kgCO_{2eq}/kgH₂ e rota III: -14,4 kgCO_{2eq}/kgH₂).

A análise conduzida por Sadeghi et al., (2020) incluíram as emissões associadas à construção da planta solar, ao transporte dos módulos fotovoltaicos e à instalação da unidade de produção de hidrogênio. Dentre esses fatores, a construção da planta solar foi responsável por aproximadamente 79% das emissões totais. Em contrapartida, o estudo de Burkhardt et al., (2016), reportou 1,92 kgCO_{2eq}/kgH₂ da produção de hidrogênio por eletrólise utilizando energia eólica. Os autores concluíram que a construção da planta eólica foi o principal fator contribuinte para esse valor, representando cerca de 76% das emissões totais.

No que concerne à rota de reforma a vapor de biogás, Hren et al., (2023) reportaram um resultado de 8,0 kgCO_{2eq}/kgH₂, valor superior ao obtido na Rota II (4,09 kgCO_{2eq}/kgH₂). No entanto, é importante destacar que o biogás utilizado nesse estudo foi produzido a partir da gaseificação de biomassa, especificamente silagem de milho. Nesse contexto, a principal fonte de emissões foram a produção do milho e o uso de insumos químicos relacionados a esse processo, que representaram os maiores impactos no ciclo de vida da rota.

Em contraste, Hajjaji et al., (2016) avaliaram a reforma a vapor de biogás derivado da digestão anaeróbia de diversos resíduos agrícolas (esterco, soro de queijo, silagem de milho, resíduos de beterraba), obtendo um resultado de 5,59 kgCO_{2eq}/kgH₂. Neste caso, o impacto ambiental foi predominantemente influenciado pela quantidade de fertilizante artificial substituída pelo digestato, além das emissões associadas à construção da usina de biogás.

Em relação à rota de reforma do etanol, Khila et al., (2016) investigaram a produção de hidrogênio a partir do etanol de beterraba cultivada na Tunísia, reportando uma emissão de 7,26 kgCO_{2eq}/kgH₂, valor superior aos resultados das rotas avaliadas neste estudo. Todavia, a análise de

Khila et al., (2016) focou na reforma auto térmica, uma tecnologia com eficiência distinta da reforma a vapor (SMR). Subsequentemente, Hajjaji et al., (2013) relataram uma emissão de 9,2 kgCO_{2eq}/kgH₂ produzido via reforma do etanol de grãos de trigo cultivados na Suécia. Os resultados revelaram que a produção do etanol foi a etapa de maior impacto, contribuindo com 99% das emissões totais, principalmente devido ao uso de fertilizantes na cultura e ao consumo de gás natural na produção do etanol.

Finalmente, ao comparar com a rota de gaseificação de carvão, Sadeghi et al., (2020) determinou uma emissão de 11,59 kgCO_{2eq}/kgH₂. O principal fator responsável por essa elevada emissão foi o consumo de carvão, contribuindo com aproximadamente 90% do total, além dos impactos decorrentes da sua extração e transporte. Dessa forma, essa rota apresentou a maior intensidade de emissões dentre todas as alternativas analisadas. Em contraste, a Rota IV – que também se baseia em gaseificação, mas utilizando RSU como matéria-prima – demonstrou um desempenho ambiental significativamente superior (-9,90 kgCO_{2eq}/kgH₂).

5.2.2. Acidificação Terrestre (*Terrestrial acidification*):

Nesta categoria, as rotas baseadas em eletrólise apresentaram os maiores valores, especialmente devido ao processo de obtenção da eletricidade, quer seja pelas emissões da queima do biogás no MCI (Rota I) ou da incineração (Rota III).

Assim, a Rota I apresentou o maior impacto (0,162 kgSO_{2eq}/kgH₂), mesmo em comparação com a rota convencional de produção de hidrogênio (SMR-NG). Isso deve-se especialmente à queima do biogás de aterro principalmente no motor de combustão interna para a geração de eletricidade gera emissões de NO_x, que se destacam como as principais contribuintes.

Seguido à Rota I, a Rota III apresentou impacto relevante (0,101 kgSO_{2eq}/kgH₂) sendo a principal causa as emissões NO_x durante o processo da incineração, mesmo assumindo um sistema de tratamentos de gases residuais (Cerqueira,2025) que incluem ureia, carvão ativado e carbonato de sódio.

Por outro lado, a Rota II tem um resultado de 0,001 kgSO_{2eq}/kgH₂ em razão do fato de que não se apresentam altas emissões acidificantes, o valor obtido vem associado ao uso de biometano para gerar calor e vapor necessário durante processo de reforma a vapor de biometano.

A Rota IV apresenta o menor valor para esta categoria (-0,070 kgSO_{2eq}/kgH₂) devido às emissões que aportam os materiais evitados a partir da reciclagem (-0,090 kgSO_{2eq}/kgH₂) sendo a reciclagem de metais (aço e alumínio) aquelas que mais contribuem, em quase um 92%. Em seguida,

o maior contribuinte para o resultado, desconsiderando as emissões negativas da reciclagem, é o uso de eletricidade da rede. O valor total da Rota IV, sem as emissões evitadas ($0,020 \text{ kg SO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$; $0,04 \text{ kg SO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$) é próximo do valor obtido por Dong et al. (2018) em seu estudo sobre a gaseificação de RSU na Finlândia ($0,050 \text{ kg SO}_{2\text{eq}}/\text{tRSU}$).

5.2.3. Formação de oxidantes fotoquímicos (*Photochemical oxidant formation*):

A Rota I apresentou o valor mais alto nesta categoria ($0,299 \text{ kgNMVOC}_{\text{eq}}/\text{kgH}_2$) principalmente devido à queima de biogás no MCI para a geração de eletricidade, onde são geradas emissões de NO_x , CH_4 , CO e SO_2 .

Além disso, conforme indicado por Jeswani & Azapagic, (2016), o valor obtido para a Rota I é mais de 10 vezes superior ao apresentado pela rota convencional e o dobro da segunda pior rota nesta categoria (Rota III).

Mesmo assim, no desempenho da Rota III ($0,123 \text{ kgNMVOC}_{\text{eq}}/\text{kgH}_2$) estão inclusas emissões geradas na incineração. Já a Rota II, apesar das emissões de NO_x , CH_4 , CO , SO_2 e outros poluentes que contribuem para essa categoria, apresenta um desempenho melhor em comparação com a Rota I. Isso se deve aos créditos obtidos pelo cenário evitado, já que a Rota II compensa parte das emissões. No entanto, ainda há impactos provenientes de processos subsequentes, como a queima de biogás no motor.

As demais rotas nesta categoria apresentaram resultados próximos de zero ou negativos. No caso da Rota II, o resultado foi de $0,004 \text{ kgNMVOC}_{\text{eq}}/\text{kg H}_2$, associado às emissões de CH_4 geradas durante a operação de reforma a vapor. Por outro lado, destaca-se o desempenho da Rota IV, que obteve o menor e melhor resultado ($-0,04 \text{ kgNMVOC}_{\text{eq}}/\text{kgH}_2$). Esse valor foi influenciado principalmente, pela contribuição dos materiais evitados, que reduziram o impacto em $-0,057 \text{ kgNMVOC}_{\text{eq}}/\text{kgH}_2$. No entanto, as emissões provenientes das operações de gaseificação e purificação de hidrogênio (*Water Gas Shift-reaction* e PSA) contribuíram com $0,009 \text{ kg NMVOC}/\text{kgH}_2$.

5.2.4. Material particulado (*Particulate matter formation*):

Seguindo o que foi observado nas categorias de acidificação terrestre e formação de oxidantes fotoquímicos, as rotas baseadas em eletrólise apresentaram valores relevantes nesta categoria, especialmente devido ao processo de obtenção da eletricidade.

A Rota I apresentou o valor mais alto de $0,070 \text{ kgPM}_{10\text{eq}}/\text{kgH}_2$ ($0,23 \text{ kgPM}_{10\text{eq}}/\text{tRSU}$), devido às emissões de material particulado geradas pela combustão de biogás no MCI, conforme já reportado

por Belboom et al., (2013). No referido estudo sobre diferentes rotas de tratamento de RSU na Bélgica, os autores obtiveram para a rota de aterro com recuperação de eletricidade um resultado de 0,14 kgPM_{10eq}/tRSU. Esse valor é considerado próximo ao encontrado em nosso estudo, indicando certa consistência entre os resultados. Os principais grupos contaminantes geralmente incluem óxidos de nitrogênio, óxido de enxofre e amônia.

Seguidamente, a Rota III, por sua vez, apresentou um valor de 0,0370 kgPM_{10eq}/kgH₂ (0,13 kgPM_{10eq}/tRSU), sendo que as emissões de partículas são compostas pelos mesmos grupos contaminantes mencionados anteriormente, os quais são os principais responsáveis por esse resultado. No entanto, no processo de incineração, há tratamento de gases, o que reduz as emissões desse tipo. No estudo de Belboom et al., (2013) foi identificado que a incineração apresenta maior impacto (0,17 kgPM_{10eq}/tRSU) em relação a esses contaminantes; contudo, a diferença entre os impactos observados no estudo não foi considerada significativa.

Por outro lado, a Rota II apresentou um valor significativamente menor em comparação as rotas anteriores (0,0002 kgPM_{10eq}/kgH₂). Esse valor está geralmente associado ao uso de biometano para gerar o vapor e o calor necessários para a operação do processo de reforma a vapor de biometano.

Por fim, o melhor desempenho nesta categoria também foi observado na Rota IV (-0,038 kg PM_{10eq}/kgH₂). Novamente, os materiais evitados tiveram um papel fundamental nesse resultado, contribuindo com -0,044 kg PM_{10eq}/kgH₂. A eletricidade usada no processo de purificação de hidrogênio (WGS e PSA) da Rota IV foi o que mais impactou diretamente essa categoria (0,0032 kgPM_{10eq}/kgH₂). Caso não houvesse os créditos pelos materiais evitados, o impacto da Rota IV seria maior que o da Rota II.

5.2.5. Toxicidade humana (*Human Toxicity*):

Para esta categoria, os resultados apresentados foram os seguintes: a Rota III apresentou o pior resultado com 1600 g1,4-DB_{eq}/kgH₂ (13,3kg g1,4-DB_{eq}/ tRSU) o que representa um valor sete vezes maior do que o do processo convencional de produção de hidrogênio (210 g1,4-DB_{eq}/kgH₂). Esse resultado se deve, principalmente, às emissões para a atmosfera de metais pesados, como mercúrio, cádmio e arsênio, entre outros, que ocorrem devido à falta de separação do lixo e, pelo contrário, à queima total de todos os RSU durante o processo de incineração, conforme já destacado por Tang et al., (2020) e Dong et al., (2018).

Jeswani & Azapagic, (2016), no Reino Unido, avaliaram os impactos da incineração de RSU e da recuperação de biogás de aterro para a geração de eletricidade, relatando um maior impacto da

incineração (232 kg_{1,4DB_{eq}}/tRSU) na categoria de toxicidade humana. Esse impacto, em seu estudo, estava associado à disposição de cinzas e tratamento de poluentes resultantes da incineração e à menor emissão de metais pesados. No entanto, diferentemente do cenário analisado neste trabalho, no início do processo de incineração de Jeswani & Azapagic, (2016) houve a separação de materiais ferrosos para reciclagem.

Na Rota II, o resultado obtido foi de 32,40 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂, um valor significativamente menor em comparação com o da Rota III. O processo que mais contribui para essa categoria nesta rota é a reforma a vapor do biometano, devido ao consumo de energia no processo (eletricidade, vapor e calor), que representa um impacto de 61,72% do resultado total.

A Rota I igualmente que a rota II, tem um valor menor que a Rota II de 3,01 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂, sendo o processo de geração de hidrogênio pela eletrólise quem aporta este valor significativamente menor.

Por fim, a Rota IV apresentou o melhor rendimento nesta categoria (-1360 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂), influenciado diretamente pelas emissões evitadas da reciclagem de materiais, os quais contribuem com um valor negativo de -2010 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂, sendo o alumínio o material que mais influem com uma contribuição de aproximadamente 70% do total. Por outro lado, o consumo de eletricidade da rede acrescenta um impacto de 650 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂ ao resultado.

5.2.6. Ecotoxicidade terrestre (*Terrestrial ecotoxicity*):

Diferente do que foi observado até aqui, a Rota IV, mesmo com as emissões evitadas pela reciclagem de material, apresentou um resultado desfavorável para ecotoxicidade terrestre. Na categoria ecotoxicidade terrestre, a Rota IV reportou 13,50 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂. Esse resultado deve-se principalmente ao alto consumo total de eletricidade da rede ao longo de toda a rota, a qual gera 0,23 kgCO_{2eq}/kWh, o consumo começa desde a etapa de pré-tratamento até a purificação do hidrogênio, com uma contribuição de 11 g_{1,4-DB_{eq}}/kg H₂. O restante do impacto é gerado pela queima do CDR para a produção de vapor necessário no processo de gaseificação. Em comparação, com a rota convencional de hidrogênio, pode-se afirmar que o resultado da Rota IV é quase 23 vezes maior que o apresentado por esta, que registra 0,592 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂.

Por outro lado, nesta categoria, a Rota II apresentou um resultado de (0,626 g_{1,4-DB_{eq}}/kgH₂), embora ainda inferior ao da Rota IV. Esse impacto é gerado principalmente pelos processos de *upgrading* de biogás (38,9% do resultado) e reforma a vapor de biometano (61,10%), devido ao consumo de eletricidade da rede durante a operação deste processo.

Por fim, as Rotas III e I apresentaram valores significativamente menores, sendo 0,7950 g1,4-DB_{eq}/kgH₂ e 0,0047 g1,4-DB_{eq}/kgH₂, respectivamente. Observa-se que a Rota I obteve o menor valor, sendo, portanto, a melhor nesta categoria, tornando-se a primeira categoria em que se destaca positivamente. Embora, no estudo de Jeswani & Azapagic, (2016) sobre a avaliação de rotas para o aproveitamento energético de RSU, os resultados para essa categoria foram diferentes: a rota de incineração apresentou valores menores, enquanto a rota de aterro registrou o maior impacto, associado aos créditos aplicados pela geração de energia e aos metais pesados presentes no lixiviado considerado no aterro. Além disso, a diferença entre essas rotas foi mais significativa do que a observada no presente estudo.

5.2.7. Ecotoxicidade de água doce (*Freshwater ecotoxicity*):

Destaca-se que o maior impacto é observado na Rota IV, com um total de 4,45 g1,4-DB_{eq}/kg H₂, sendo o consumo de eletricidade ao longo de toda a rota o principal fator para esse resultado. Em particular, na etapa de gaseificação e purificação, o consumo de eletricidade é mais elevado, tornando-se a maior contribuição para o impacto (5,50 g1,4-DB_{eq}/kgH₂). Além disso, nem os créditos pelos materiais evitados por meio da reciclagem sendo o alumínio o mais relevante aportando 90% do total (-5,20 g1,4-DB_{eq}/kgH₂) reverteram o desempenho da rota, conforme ocorreu em categorias anteriores (mudanças climáticas, acidificação terrestre, formação de material particulado e oxidantes fotoquímicos). É importante ressaltar que a rota convencional de geração de hidrogênio demonstra o maior impacto nesta categoria, com um valor de 13,00 g1,4-DB_{eq}/kgH₂. Essa elevada contribuição se deve principalmente, à produção da matéria-prima, o gás natural, e aos processos inerentes a ela, como extração, processamento e distribuição.

Logo, na Rota III, o resultado obtido é de 3,68 g1,4-DB_{eq}/kgH₂, sendo o próprio processo de incineração o maior contribuinte para esse impacto.

Em seguida, a Rota II apresentou um resultado de 0,50 g1,4-DB_{eq}/kgH₂ nesta categoria, devido ao consumo de energia no processo de reforma a vapor de metano (SMR), que contribui com 96,22% do valor total.

Por fim, a Rota I se destacou como a de melhor desempenho nesta categoria, com um valor significativamente menor, de 0,062 g1,4-DB_{eq}/kgH₂, sendo uma das duas categorias em que essa rota apresenta os melhores resultados.

5.3. Oportunidades de melhoria e desafios

Nesta secção são discutidas e propostas algumas melhorias e desafios, que podem ser implementados no estudo e nas distintas rotas avaliadas:

Considerando as rotas que envolvem a recuperação energética de biogás, a possibilidade de aumentar a captura do biogás de 75% para um cenário hipotético de 85% levaria a um incremento teórico na eficiência das rotas (I e II) de aproximadamente 13%, em relação aos resultados apresentados neste estudo. Nesse contexto, o principal desafio reside no desenvolvimento de tecnologias capazes de maximizar a captura de biogás em aterros.

A reciclagem é fundamental para a Rota IV. Assim, para assegurar ou garantir a reciclagem na gaseificação de RSU, um aspecto fundamental para a obtenção de créditos, deve-se implementar, prioritariamente, uma planta de produção de CDR. Esta unidade fornecerá o material para a planta de gaseificação e permitirá a triagem necessária para viabilizar a reciclagem na rota. Todo esse processo deve ser sustentado e acompanhado por políticas de gestão de resíduos que incentivem a obtenção de créditos e a adoção de novas formas de tratamento de RSU, como estas plantas e tecnologias.

A Rota IV, embora comercialmente estabelecida para a conversão de diversas matérias-primas como biomassa e RSU, ainda não atingiu escala comercial para a geração de hidrogênio e combustíveis sintéticos. Isso abre perspectivas para a implementação e o desenvolvimento de melhorias focadas especificamente na etapa de geração de combustíveis.

Essas melhorias poderiam concentrar-se na obtenção de um gás de síntese com maior concentração de hidrogênio. Essa linha de pesquisa já está em andamento (Lee, 2022; Sajid et al., 2022), explorando catalisadores capazes de maximizar a produção de hidrogênio, tanto durante o processo de gaseificação, quanto no gás de síntese resultante. Adicionalmente, sistemas de reação de deslocamento gás-água (*water-gas shift reaction*) desempenham um papel similar na otimização da concentração de hidrogênio após a gaseificação.

Outro ponto crucial reside na purificação e separação do hidrogênio. A tecnologia de adsorção por variação de pressão (PSA) é comumente utilizada para essa finalidade, porém apresenta custos elevados, significativo consumo de eletricidade e geração de gases residuais com potencial impacto ambiental. Para mitigar esses desafios, podem ser implementados sistemas de aproveitamento de calor para recuperar energia da queima dos gases residuais. Além disso, o desenvolvimento de sistemas alternativos de separação e purificação é fundamental, sendo as membranas poliméricas uma opção promissora que ainda está sob análise e desenvolvimento.

6. Conclusões

O crescente interesse na produção e uso de hidrogênio, no contexto da transição energética, converge razoavelmente com a constante busca de alternativas para gerenciar a disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

Este estudo analisou o desempenho ambiental e energético de quatro possíveis rotas de produção de hidrogênio a partir de RSU (*MSW-to-H₂*), utilizando tecnologias de conversão já consolidadas, a saber: eletrólise da água a partir da eletricidade obtida da queima de biogás em um motor de combustão interna (Rota I) ou incineração dos RSU (Rota III); reforma a vapor de biometano obtido de biogás de aterro (Rota II); e gaseificação dos RSU (Rota IV). As rotas foram comparadas à rota convencional de hidrogênio (reforma a vapor de metano, SMR).

Em termos de desempenho energético das rotas, foi avaliado por meio do indicador NER (*Net Energy Ratio*), que representa a razão entre a energia direta consumida e a energia contida em 1,0 kg de hidrogênio produzido. O cálculo, considerou os distintos processos e tecnologias empregadas em cada rota, bem como suas respectivas eficiências.

A rota IV se apresenta como a rota com melhor eficiência energética e com melhor rendimento em hidrogênio, com uma eficiência de 33,51% e um rendimento de hidrogênio de 22,09 kgH₂/tRSU.

Para o desempenho ambiental, foi desenvolvido a Análise do Ciclo de Vida para sete categorias de impacto. Como cenário contrafactual, considerou-se atualmente o RSU seria disposto num aterro sanitário sem a recuperação de energia.

De maneira geral, nenhuma das rotas alternativas se destacou em todas as categorias de impacto ambiental avaliadas. Embora as quatro rotas *MSW-to-H₂* tenha superado a rota convencional (*baseline*) na categoria de mudanças climáticas, demonstrando seu potencial de mitigação de emissões de gases de efeito estufa, conflitos foram verificados em outras categorias. A própria rota convencional apresentou maiores impactos apenas em duas categorias (mudanças climáticas: 11,60 kgCO_{2eq}/kgH₂ e ecotoxicidade aquática: 13,00 g1,4-DB_{eq}/kgH₂).

A Rota IV – especialmente devido aos créditos associados às emissões evitadas pela reciclagem do metal e vidro que não vão para a gaseificação – apresentou bom desempenho em cinco das sete categorias. O potencial de mitigação de mudanças climáticas (-9,90 kgCO_{2e}/kgH₂) da referida rota contrasta com o seu potencial de ecotoxicidade terrestre e aquática (13,90 e 4,45 g1,4-DB_{eq}/kgH₂, respectivamente), devido ao uso relevante de eletricidade da rede.

A Rota III apresentou o melhor potencial de redução de carbono ($-14,40 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kgH}_2$), mas reportou desempenho inferior em categorias associadas às emissões atmosféricas (acidificação terrestre, formação de material particulado e formação de oxidantes fotoquímicos).

Tal fato foi observado na Rota I, também baseada em eletrólise como a Rota III), onde a obtenção da eletricidade associou-se à impactos relevantes referentes as emissões atmosféricas.

7. Sugestão de próximos estudos

- Análise econômica das rotas *MSW-to-H₂* por meio da estimativa do custo nivelado de hidrogênio (LCOH, *Levelized Cost of Hydrogen*);
- Estimativa a geração de H₂ a partir de RSU no contexto brasileiro;
- Análise de impactos sociais com a implantação de rotas *MSW-to-H₂* no contexto brasileiro.

8. Produtos

Artigos em revistas científicas (em elaboração)

Paper 1: *MSW-to-H₂*: Energy and environmental performance for possible pathways

Apresentação em congressos

- Humanez Jesus; Silva-Capaz R; Mambeli Barros R; “*MSW-to-H₂*”:Aproveitamento de resíduos sólidos urbanos para geração de hidrogênio; XIV CBPE 2024-Transição energética: justa e sustentável; Congresso Brasileiro de Planejamento Energético; Manaus-AM; Data: 16,17,18 outubro 2024.
- Humanez Jesus; Silva-Capaz R; Environmental performance of municipal solid waste utilization routes for hydrogen generation.; BBEST 2024: Brazilian Bioenergy Science and Technology Conference-BBEST & IEA Bioenergy Conference 2024; Sao Paulo-SP; Data: 22,23,24 outubro 2024.

Referências Bibliográficas

- Abrelpe. (2018). *Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais*. Panorama dos resíduos sólidos no brasil 218/2019 Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/mod/resource/view.php?id=3851995&forceview=1>. Acesso em: 02 maio 2024.
- ABREMA, (2023). Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente, (2023). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2023. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 20 junho
- Assamoi, B., & Lawryshyn, Y. (2012). The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management*, 32(5), 1019–1030. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.023>
- Aliabadi, Y., Hajinezhad, A., Fattahi, R., & Moosavian, S. F. (2023). Analysis of energy generation from MSW with auxiliary feed in the north of Iran. *Results in Engineering*, 18. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101185>
- Amin, N., Aslam, M., khan, Z., Yasin, M., Hossain, S., Shahid, M. K., Inayat, A., Samir, A., Ahmad, R., Murshed, M. N., Khurram, M. S., El Sayed, M. E., & Ghauri, M. (2023). Municipal solid waste treatment for bioenergy and resource production: Potential technologies, techno-economic-environmental aspects and implications of membrane-based recovery. *Chemosphere*, 323. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138196>
- Anshassi, M., Smallwood, T., & Townsend, T. G. (2022). Life cycle GHG emissions of MSW landfilling veRSUs Incineration: Expected outcomes based on US landfill gas collection regulations. *Waste Management*, 142, 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.040>
- Arfan, M., Eriksson, O., Wang, Z., & Soam, S. (2023). Life cycle assessment and life cycle costing of hydrogen production from biowaste and biomass in Sweden. *Energy Conversion and Management*, 291. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2023.117262>
- Azad, A. K., & Khan, M. M. K. (2021a). Bioenergy Resources and Technologies. In *Bioenergy Resources and Technologies*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822525-7.09991-1>

- Azad, A. K., & Khan, M. M. K. (2021b). Bioenergy Resources and Technologies. In *Bioenergy Resources and Technologies*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822525-7.09991-1>
- Belboom, S., Digneffe, J. M., Renzoni, R., Germain, A., & Léonard, A. (2013). Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology: A Belgian case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(8), 1513–1523. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0603-3>
- Bičáková, O., & Straka, P. (2012). Production of hydrogen from renewable resources and its effectiveness. In *International Journal of Hydrogen Energy* (Vol. 37, Issue 16, pp. 11563–11578). <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.05.047>
- Beyene, H. D., Werkneh, A. A., & Ambaye, T. G. (2018). Current updates on waste to energy (WtE) technologies: a review. In *Renewable Energy Focus* (Vol. 24, pp. 1–11). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2017.11.001>
- Burkhardt, J., Patyk, A., Tanguy, P., & Retzke, C. (2016). Hydrogen mobility from wind energy – A life cycle assessment focusing on the fuel supply. *Applied Energy*, 181, 54–64. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.104>
- Brea, P., Delgado, J. A., Águeda, V. I., Gutiérrez, P., & Uguina, M. A. (2019). Multicomponent adsorption of H₂, CH₄, CO and CO₂ in zeolites NaX, CaX and MgX. Evaluation of performance in PSA cycles for hydrogen purification. *Microporous and Mesoporous Materials*, 286, 187–198. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2019.05.021>
- Cao, Y., Dhahad, H. A., Alsharif, S., Sharma, K., El-Shafay, A. S., & Kh, T. I. (2022). Development of a MSW-fueled sustainable co-generation of hydrogen and electricity plant for a better environment comparing PEM and alkaline electrolyzers. *Sustainable Cities and Society*, 81. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103801>
- Capaz, R. S., Posada, J. A., Osseweijer, P., & Seabra, J. E. A. (2021). The carbon footprint of alternative jet fuels produced in Brazil: exploring different approaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 166. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105260>
- Carvalho, F. S. de, Reis, L. C. B. dos S., Lacava, P. T., Araújo, F. H. M. de, & Carvalho, J. A. de. (2023). Substitution of Natural Gas by Biomethane: Operational Aspects in Industrial Equipment. *Energies*, 16(2). <https://doi.org/10.3390/en16020839>
- Cerqueira, C. Q., Lora, E. E. S., de Souza, L. L. P., Leme, M. M. V., Barros, R. M., & Venturini, O. J. (2025). Life Cycle Assessment of Methanol Production from Municipal Solid Waste:

- Environmental Comparison with Landfilling and Incineration. *Resources*, 14(1). <https://doi.org/10.3390/resources14010012>
- Costa, A. M., Valentim, M. R. dos S., Azevedo, D. J. M. de, Quintaes, B. R., Daflon, S. D. A., & Campos, J. C. (2023). Evaluation of the main pollutants present in Brazilian landfill leachates using ecotoxicity assays. *Process Safety and Environmental Protection*, 173, 426–436. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.03.020>
- Chandra, S., & Ganguly, R. (2023). Assessment of landfill gases by LandGEM and energy recovery potential from municipal solid waste of Kanpur city, India. *Heliyon*, 9(4). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15187>
- Charisiou, N. D., Italiano, C., Pino, L., Sebastian, V., Vita, A., & Goula, M. A. (2020). Hydrogen production via steam reforming of glycerol over Rh/ γ -Al₂O₃ catalysts modified with CeO₂, MgO or La₂O₃. *Renewable Energy*, 162, 908–925. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.08.037>
- Chaudhary, K., Bhardvaj, K., & Chaudhary, A. (2024). A qualitative assessment of hydrogen generation techniques for fuel cell applications. In *Fuel* (Vol. 358). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.130090>
- Chen, H., Guo, S., Song, X., & He, T. (2024). Design and evaluation of a municipal solid waste incineration power plant integrating with absorption heat pump. *Energy*, 294. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2024.131007>
- Chen, W. H., & Chen, C. Y. (2020). Water gas shift reaction for hydrogen production and carbon dioxide capture: A review. In *Applied Energy* (Vol. 258). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.114078>
- Cheng, H., & Hu, Y. (2010). Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China. In *Bioresource Technology* (Vol. 101, Issue 11, pp. 3816–3824). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.040>
- Chi, J., & Yu, H. (2018). Water electrolysis based on renewable energy for hydrogen production. In *Cuihua Xuebao/Chinese Journal of Catalysis* (Vol. 39, Issue 3, pp. 390–394). Science Press. [https://doi.org/10.1016/S1872-2067\(17\)62949-8](https://doi.org/10.1016/S1872-2067(17)62949-8)
- Chisăliță, D. A., Boon, J., & Lücking, L. (2025). Adsorbent shaping as enabler for intensified pressure swing adsorption (PSA): A critical review. In *Separation and Purification Technology* (Vol. 353). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128466>

- Chung, T. H., Dhillon, S. K., Shin, C., Pant, D., & Dhar, B. R. (2024). Microbial electrosynthesis technology for CO₂ mitigation, biomethane production, and ex-situ biogas upgrading. In *Biotechnology Advances* (Vol. 77). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2024.108474>
- CH₂V, 2023: Universidade Federal de Itajubá-UNIFEI- Centro de Hidrogênio Verde.
- Crispim, A. M. de C., Barros, R. M., Tiago Filho, G. L., & dos Santos, I. F. S. (2024). An economic study of hydrogen and ammonia generation from the reforming of biogas from co-digestion of municipal solid waste and wastewater sludge in a Brazilian state. *International Journal of Hydrogen Energy*, 67, 312–326. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.04.108>
- Cudjoe, D., & Han, M. S. (2020). Economic and environmental assessment of landfill gas electricity generation in urban districts of Beijing municipality. *Sustainable Production and Consumption*, 23, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.04.010>
- Dai, W., & Taghavi, M. (2021). Waste and electricity generation; economic and greenhouse gas assessments with comparison different districts of Tehran and Beijing. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 47. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101345>
- Díaz-Herrera, P. R., Vega, E., Villanueva-Estrada, R. E., & Rocha-Miller, R. (2023). Techno-economic analysis of solvent-based biogas upgrading technologies for vehicular biomethane production: A case study in Prados de la Montaña landfill, Mexico City. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2023.103542>
- Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-Hortala, E., Ni, M., & Zhou, Z. (2018). 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*, 203, 287–300. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.139>
- DPCLEANTECH, (2022). **MUNICIPAL SOLID WASTE & RDF**. Disponível em: <https://www.dpcleantech.com/organic-waste-fraction/municipal-solid-waste-and-rdf>
Acesso em: 20 outubro
- Ecodebate, 2021. **Composição Gravimétrica do RSU de Brasil**. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/> Acesso em: 15 de novembro
- Ecoinvent. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. Springer

- EMEP/EEA, (2013). Air Pollutant Emission Inventory Guidebook-2023, 5.C.1 Municipal Waste Incineration. Available online: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=8739b7b5689e12fb39b5cd4c076b18e7b68c118f>. Acesso: em 23 Janeiro 2025.
- EPE, (2023). Empresa de Pesquisa Energética (2023). Balanço Energético Nacional. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-ben>. Acesso em: 20 junho.
- EUROSTAT. Energy Statistics Database. 2012. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/energy/data/database>. Acesso em: 20 maio 2024
- Fagnäs, L., Brammer, J., Wilén, C., Lauer, M., & Verhoeff, F. (2010). Drying of biomass for second generation synfuel production. In *Biomass and Bioenergy* (Vol. 34, Issue 9, pp. 1267–1277). <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.04.005>
- Faheem, H. H., Tanveer, H. U., Abbas, S. Z., & Maqbool, F. (2021). Comparative study of conventional steam-methane-reforming (SMR) and auto-thermal-reforming (ATR) with their hybrid sorption enhanced (SE-SMR & SE-ATR) and environmentally benign process models for the hydrogen production. *Fuel*, 297. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120769>
- Fernández-Nava, Y., Del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., & Marañón, E. (2014). Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: A case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, 81, 178–189. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.008>
- Galeno, G., Minutillo, M., & Perna, A. (2011). From waste to electricity through integrated plasma gasification/fuel cell (IPGFC) system. *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(2), 1692–1701. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.11.008>
- GIZ, 2021 **Mapeamento do setor de hidrogênio brasileiro: panorama atual e potenciais para o hidrogênio verde**. [S. l.: s. n.], 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/sntep/parcerias-energeticas/publicacoes> Acesso em novembro 12
- Global Hydrogen Review. (2022). *Global Hydrogen Review*. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/global-hydrogen-review-2022> Acesso em 12 julho
- Hajjaji, N., Martinez, S., Trably, E., Steyer, J. P., & Helias, A. (2016). Life cycle assessment of hydrogen production from biogas reforming. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(14), 6064–6075. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.03.006>

- Hajjaji, N., Pons, M. N., Renaudin, V., & Houas, A. (2013). Comparative life cycle assessment of eight alternatives for hydrogen production from renewable and fossil feedstock. *Journal of Cleaner Production*, 44, 177–189. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.043>
- Havukainen, J., Zhan, M., Dong, J., Liikanen, M., Deviatkin, I., Li, X., & Horttanainen, M. (2017). Environmental impact assessment of municipal solid waste management incorporating mechanical treatment of waste and incineration in Hangzhou, China. *Journal of Cleaner Production*, 141, 453–461. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.146>
- Heidari-Maleni, A., Taheri-Garavand, A., Rezaei, M., & Jahanbakhshi, A. (2023). Biogas production and electrical power potential, challenges and barriers from municipal solid waste (MSW) for developing countries: A review study in Iran. In *Journal of Agriculture and Food Research* (Vol. 13). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100668>
- Holtman, K. M., Bozzi, D. V., Franqui-Villanueva, D., Offeman, R. D., & Orts, W. J. (2017). Pilot scale high solids anaerobic digestion of steam autoclaved municipal solid waste (MSW) pulp. *Renewable Energy*, 113, 257–265. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.03.050>
- Hosseinalizadeh, R., Izadbakhsh, H., & Shakouri G., H. (2021). A planning model for using municipal solid waste management technologies- considering Energy, Economic, and Environmental Impacts in Tehran-Iran. *Sustainable Cities and Society*, 65. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102566>
- Holladay, J. D., Hu, J., King, D. L., & Wang, Y. (2009). An overview of hydrogen production technologies. In *Catalysis Today* (Vol. 139, Issue 4, pp. 244–260). <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2008.08.039>
- Hren, R., Vujanović, A., Van Fan, Y., Klemeš, J. J., Krajnc, D., & Čuček, L. (2023). Hydrogen production, storage and transport for renewable energy and chemicals: An environmental footprint assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113113>
- Hu, M., Guo, D., Ma, C., Hu, Z., Zhang, B., Xiao, B., Luo, S., & Wang, J. (2015). Hydrogen-rich gas production by the gasification of wet MSW (municipal solid waste) coupled with carbon dioxide capture. *Energy*, 90, 857–863. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.07.122>
- Hu, Y., Pang, K., Cai, L., & Liu, Z. (2021a). A multi-stage co-gasification system of biomass and municipal solid waste (MSW) for high quality syngas production. *Energy*, 221. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.119639>

- Hu, Y., Pang, K., Cai, L., & Liu, Z. (2021b). A multi-stage co-gasification system of biomass and municipal solid waste (MSW) for high quality syngas production. *Energy*, 221. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.119639>
- Huang, L., & Liu, G. (2021). Optimization for refinery hydrogen networks with detailed reactor-separator-purifier modeling. *Journal of Cleaner Production*, 304. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127136>
- IEA (International Energy Agency). (2018). *Data and statistics*.
- IEA Bioenergy. (2023). Gasification for multiple purposes - Bioenergy Review 2023. <https://www.ieabioenergyreview.org/gasification-for-multiple-purposes/>
- Ingale, G. U., Kwon, H. M., Jeong, S., Park, D., Kim, W., Bang, B., Lim, Y. Il, Kim, S. W., Kang, Y. B., Mun, J., Jun, S., & Lee, U. (2022). Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Hydrogen Production Processes: Turquoise Hydrogen vs. Steam Methane Reforming. *Energies*, 15(22). <https://doi.org/10.3390/en15228679>
- International Energy Agency, I. (2022). *Global Hydrogen Review 2022*. www.iea.org/t&c/
- (IPEA.,2020). INDEPENDENT ENERGY PRODUCERS ASSOCIATION *ENERGY TECHNOLOGY PROPER*.
- IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2020). Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos. Disponível em <<https://www.ipea.gov.br/cts/en/topics/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>> Acesso em: 27 abril. 2024
- Indrawan, N., Mohammad, S., Kumar, A., & Huhnke, R. L. (2019). Modeling low temperature plasma gasification of municipal solid waste. *Environmental Technology and Innovation*, 15. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100412>
- Ingale, G. U., Kwon, H. M., Jeong, S., Park, D., Kim, W., Bang, B., Lim, Y. Il, Kim, S. W., Kang, Y. B., Mun, J., Jun, S., & Lee, U. (2022). Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Hydrogen Production Processes: Turquoise Hydrogen vs. Steam Methane Reforming. *Energies*, 15(22). <https://doi.org/10.3390/en15228679>
- IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2020). Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos. Disponível em <<https://www.ipea.gov.br/cts/en/topics/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>> Acesso em: 27 abril. 2024

- ISO, (2006) ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Disponível em <
<https://www.iso.org/standard/37456.html>>. Acesso em 23 janeiro 2024.
- Jamro, I. A., Chen, G., Baloch, H. A., Wenga, T., & Ma, W. (2022). Optimization of municipal solid waste air gasification for higher H₂ production along with the validation via kinetics and statistical approaches. *Fuel*, 322. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124137>
- Jeswani, H. K., & Azapagic, A. (2016). Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. *Waste Management*, 50, 346–363. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.010>
- Ji, M., & Wang, J. (2021). Review and comparison of various hydrogen production methods based on costs and life cycle impact assessment indicators. In *International Journal of Hydrogen Energy* (Vol. 46, Issue 78, pp. 38612–38635). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.09.142>
- Jing, F., Liu, S., Wang, R., Li, X., Yan, Z., Luo, S., & Chu, W. (2020). Hydrogen production through glycerol steam reforming over the NiCexAl catalysts. *Renewable Energy*, 158, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.044>
- Kadam, R., & Panwar, N. L. (2017). Recent advancement in biogas enrichment and its applications. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 73, pp. 892–903). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.167>
- Karimi, M., Siqueira, R. M., Rodrigues, A. E., Nouar, F., Silva, J. A. C., Serre, C., & Ferreira, A. (2024). Biogas upgrading using shaped MOF MIL-160(Al) by pressure swing adsorption process: Experimental and dynamic modelling assessment. *Separation and Purification Technology*, 344. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.127260>
- Katakojwala, R., Kopperi, H., Kumar, S., & Venkata Mohan, S. (2020). Hydrothermal liquefaction of biogenic municipal solid waste under reduced H₂ atmosphere in biorefinery format. *Bioresource Technology*, 310. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123369>
- Kaza, Silpa; Yao, Lisa C.; Bhada-Tata, Perinaz; Van Woerden, Frank. 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development; Washington, DC: World Bank. <http://hdl.handle.net/10986/30317>
- Khila, Z., Baccar, I., Jemel, I., Houas, A., & Hajjaji, N. (2016). Energetic, exergetic and environmental life cycle assessment analyses as tools for optimization of hydrogen

- production by autothermal reforming of bioethanol. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(39), 17723–17739. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.07.225>
- Krishnan, S., Kamyab, H., Nasrullah, M., Wahid, Z. A., Yadav, K. K., Reungsang, A., & Chaiprapat, S. (2023). Recent advances in process improvement of dark fermentative hydrogen production through metabolic engineering strategies. *Fuel*, 343. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.127980>
- Kumar, A., Jones, D. D., & Hanna, M. A. (2009). Thermochemical biomass gasification: A review of the current status of the technology. In *Energies* (Vol. 2, Issue 3, pp. 556–581). <https://doi.org/10.3390/en20300556>
- KHILA, Zouhour et al. Energetic, exergetic and environmental life cycle assessment analyses as tools for optimization of hydrogen production by autothermal reforming of bioethanol. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s. l.], v. 41, n. 39, p. 17723–17739, 2016.
- Kurniawan, T. A., Liang, X., Singh, D., Othman, M. H. D., Goh, H. H., Gikas, P., Kern, A. O., Kusworo, T. D., & Shoqair, J. A. (2022). Harnessing landfill gas (LFG) for electricity: A strategy to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions in Jakarta (Indonesia). *Journal of Environmental Management*, 301. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113882>
- Lamas, G. C., Chaves, B. S., Paulo de Oliveira Rodrigues, P., da Silva Gonzales, T., Barbosa, T., Rousset, P., Ghesti, G. F., & Silveira, E. A. (2023). Effect of torrefaction on steam-enhanced co-gasification of an urban forest and landfill waste blend: H₂ production and CO₂ emissions mitigation. *International Journal of Hydrogen Energy*, 48(70), 27151–27169. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.03.367>
- Lee, D. J. (2022). Gasification of municipal solid waste (MSW) as a cleaner final disposal route: A mini-review. In *Bioresource Technology* (Vol. 344). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126217>
- Lee, J. M., Shin, J., Lee, M. J., Kim, W. J., Song, H., & Kim, S. D. (2023). SIMULTANEOUS REMOVAL PROCESS OF HYDROGEN SULFIDE AND SILOXANES AND FIELD APPLICATION OF IRON HYDROXIDE DESULFURIZATION AGENT FOR GREEN HYDROGEN PRODUCTION FROM BIOGAS. *Detritus*, 23, 76–82. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2023.18276>
- Lee, U., Balu, E., & Chung, J. N. (2013). An experimental evaluation of an integrated biomass gasification and power generation system for distributed power applications. *Applied Energy*, 101, 699–708. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.07.036>

- Lefranc, L., Linares, J. I., Santos, A. M., Arenas, E., Martín, C., & Moratilla, Y. (2024). Biohydrogen with negative CO₂ emissions from municipal solid waste for decarbonising the public bus fleet. Application to the municipality of Madrid. *Journal of Environmental Management*, 371. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123258>
- Leme, M. M. V., Rocha, M. H., Lora, E. E. S., Venturini, O. J., Lopes, B. M., & Ferreira, C. H. (2014). Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003>
- Li, G., Cui, P., Wang, Y., Liu, Z., Zhu, Z., & Yang, S. (2020). Life cycle energy consumption and GHG emissions of biomass-to-hydrogen process in comparison with coal-to-hydrogen process. *Energy*, 191. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.116588>
- Li, S., Li, F., Zhu, X., Liao, Q., Chang, J. S., & Ho, S. H. (2022). Biohydrogen production from microalgae for environmental sustainability. *Chemosphere*, 291. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132717>
- Liang, X., Goh, H. H., Kurniawan, T. A., Zhang, D., Dai, W., Liu, H., Liu, J., & Goh, K. C. (2022). Utilizing landfill gas (LFG) to electrify digital data centers in China for accelerating energy transition in Industry 4.0 era. *Journal of Cleaner Production*, 369. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133297>
- Liang, X., Kurniawan, T. A., Goh, H. H., Zhang, D., Dai, W., Liu, H., Goh, K. C., & Othman, M. H. D. (2022). Conversion of landfilled waste-to-electricity (WTE) for energy efficiency improvement in Shenzhen (China): A strategy to contribute to resource recovery of unused methane for generating renewable energy on-site. *Journal of Cleaner Production*, 369. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133078>
- Lino, F. A. M., & Ismail, K. A. R. (2017). Incineration and recycling for MSW treatment: Case study of Campinas, Brazil. *Sustainable Cities and Society*, 35, 752–757. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.09.028>
- Liu, B., Han, B., Liang, X., & Liu, Y. (2024). Hydrogen production from municipal solid waste: Potential prediction and environmental impact analysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, 52, 1445–1456. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.11.027>
- Lima W,2006 EVALUATION OF LEACATE POLLUTANT REMOVAL PERFORMANCE: A CASE STUDY FOR THE BETIM MUNICIPAL LANDFILL TREATMENT SYSTEM, MINAS GERAIS. (Master's Degree in Sanitation, Environment and Water Resources.)-

Postgraduate program in sanitation, environment and water resources, Federal University of Minas Gerais(UFMG),Belo Horizonte-Minas Gerais, 2006.

- Liu, Y., Liao, C., Tang, Y., Tang, J., Sun, Y., & Ma, X. (2022). Techno-environmental-economic evaluation of the small-scale municipal solid waste (MSW) gasification-based and incineration-based power generation plants. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 141. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2022.104594>
- Lo Basso, G., Pastore, L. M., Mojtahed, A., & de Santoli, L. (2023a). From landfill to hydrogen: Techno-economic analysis of hybridized hydrogen production systems integrating biogas reforming and Power-to-Gas technologies. *International Journal of Hydrogen Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.07.130>
- Lo Basso, G., Pastore, L. M., Mojtahed, A., & de Santoli, L. (2023b). From landfill to hydrogen: Techno-economic analysis of hybridized hydrogen production systems integrating biogas reforming and Power-to-Gas technologies. *International Journal of Hydrogen Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.07.130>
- Lu, J. W., Zhang, S., Hai, J., & Lei, M. (2017). Status and perspectives of municipal solid waste incineration in China: A comparison with developed regions. In *Waste Management* (Vol. 69, pp. 170–186). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.014>
- Lv, L., Zhang, Z., & Li, H. (2019). SNG-electricity cogeneration through MSW gasification integrated with a dual chemical looping process. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 145. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2019.107665>
- Luz, F. C., Rocha, M. H., Lora, E. E. S., Venturini, O. J., Andrade, R. V., Leme, M. M. V., & Del Olmo, O. A. (2015). Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. *Energy Conversion and Management*, 103, 321–337. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.06.074>
- Mark A.J. Huijbregts, Zoran J.N. Steinmann, Pieter M.F. Elshout, Gea Stam, Francesca Verones, Marisa Vieira, Michiel Zijp, Anne Hollander, Rosalie van Zelm. [ReCiPe2016: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level](https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y). International Journal of LCA, DOI 10.1007/s11367-016-1246-y. from: <https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/downloads>
- Masilela, P., & Pradhan, A. (2021). A life cycle sustainability assessment of biomethane veRSUs biohydrogen – For application in electricity or vehicle fuel? Case studies for African

- context. *Journal of Cleaner Production*, 328. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129567>
- Materazzi, M., Chari, S., Sebastiani, A., Lettieri, P., & Paulillo, A. (2024). Waste-to-energy and waste-to-hydrogen with CCS: Methodological assessment of pathways to carbon-negative waste treatment from an LCA perspective. *Waste Management*, 173, 184–199. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.11.020>
- Materazzi, M., & Holt, A. (2019). Experimental analysis and preliminary assessment of an integrated thermochemical process for production of low-molecular weight biofuels from municipal solid waste (MSW). *Renewable Energy*, 143, 663–678. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.027>
- Mou, Z., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2014). Evaluating the biochemical methane potential (BMP) of low-organic waste at Danish landfills. *Waste Management*, 34(11), 2251–2259. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.025>
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., & Gupta, B. Sen. (2015). Contemporary environmental issues of landfill leachate: Assessment and remedies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(5), 472–590. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.876524>
- Nadaleti, W. C., & Gomes, J. P. (2023). Green hydrogen production from urban waste biogas: An analysis of the Brazilian potential and the process' economic viability. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 187. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113669>
- Nagar, V., & Kaushal, R. (2024). A review of recent advancement in plasma gasification: A promising solution for waste management and energy production. In *International Journal of Hydrogen Energy* (Vol. 77, pp. 405–419). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.06.180>
- Násner, A. M. L., Lora, E. E. S., Palacio, J. C. E., Rocha, M. H., Restrepo, J. C., Venturini, O. J., & Ratner, A. (2017). Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plus™ modelling: Thermodynamic and economic viability. In *Waste Management* (Vol. 69, pp. 187–201). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.006>
- Nielsen, O.-K., Nielsen, M., Hjelgaard, K., Coleman, P., Rentz, O., Oertel, D., Jones, H., Wenborn, M., & Woodfield, M. (n.d.). *5.C.1.a Municipal waste incineration EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 1 Category Title NFR: 5.C.1.a Municipal waste*

incineration SNAP: 090201 Incineration of domestic or municipal wastes (without energy recovery) 5.C.1.a Municipal waste incineration EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 2.

- Ofori-Boateng, C., Lee, K. T., & Mensah, M. (2013). The prospects of electricity generation from municipal solid waste (MSW) in Ghana: A better waste management option. *Fuel Processing Technology*, 110, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2012.11.008>
- OLATEJU, B. KUMAR, A. (2017) A techno-economic assessment of hydrogen production from hydropower in Western Canada for the upgrading of bitumen from oils sands. *Energy*. Volume 115. 2016. Pg 604-614.
- OLIVEIRA, Rosana Cavalcante De. Panorama do H₂ no Brasil. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: https://portalantigo.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/2787_218762_td_2787_web.pdf. Acesso em: 24 maio. 2024.
- ONU. (2022). Organización de naciones Unidas. **Actúa ágora - Datos y Cifras: El estilo de vida de homem en día es insostenible.** 2022. Disponível em: <https://www.un.org/es/actnow/facts-and-figures#:~:text=Becca%20McChaffie%2FUnsplash.Residuos,de%20gases%20de%20efecto%20invernadero> .Acesso em 18 mar. 2024
- Ouda, O. K. M., Raza, S. A., Nizami, A. S., Rehan, M., Al-Waked, R., & Korres, N. E. (2016). Waste to energy potential: A case study of Saudi Arabia. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 61, pp. 328–340). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.005>
- Ozturk, M., & Dincer, I. (2021). An integrated system for clean hydrogen production from municipal solid wastes. *International Journal of Hydrogen Energy*, 46(9), 6251–6261. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.11.145>
- Pan, H., Geng, Y., Jiang, P., Dong, H., Sun, L., & Wu, R. (2018). An emergy based sustainability evaluation on a combined landfill and LFG power generation system. *Energy*, 143, 310–322. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.10.144>
- Panepinto, D., & Zanetti, M. C. (2018). Municipal solid waste incineration plant: A multi-step approach to the evaluation of an energy-recovery configuration. *Waste Management*, 73, 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.036>

- Papurello, D., Lanzini, A., Leone, P., Santarelli, M., & Silvestri, S. (2014). Biogas from the organic fraction of municipal solid waste: Dealing with contaminants for a solid oxide fuel cell energy generator. *Waste Management*, 34(11), 2047–2056. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.017>
- Pillai, J., & Riverol, C. (2018). Estimation of gas emission and derived electrical power generation from landfills. Trinidad and Tobago as study case. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 29, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2018.08.004>
- PMGIRS-BH, 2017. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/slu/plano-municipal-de-residuos-solidos/introducao> Acesso em: 20 maio. 2024
- PNRS. (2010). Política Nacional de Resíduos Sólidos. A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010). Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/emissoes-e-residuos/residuos/politica-nacional-de-residuos-solidos-pnrs>. Acesso em 20 maio. 2024
- Pressley, P. N., Aziz, T. N., Decarolis, J. F., Barlaz, M. A., He, F., Li, F., & Damgaard, A. (2014). Municipal solid waste conversion to transportation fuels: A life-cycle estimation of global warming potential and energy consumption. *Journal of Cleaner Production*, 70, 145–153. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.041>
- Queiroz C, 2023. Environmental assessment using LCA of methanol production from MSW and comparison with landfill disposal and incineration. Master's Dissertation (Master in Energy Engineering) - Postgraduate Program in Mechanical Engineering, Federal University of Itajubá, Itajubá-Minas Gerais, p. 175. 2023.
- Rathore, N. S. , & P. N. L. (2021). Fundamentals of Renewable Energy. CRC Press. *CRC Press*.
- Richardson, Y., Blin, J., & Julbe, A. (2012). A short overview on purification and conditioning of syngas produced by biomass gasification: Catalytic strategies, process intensification and new concepts. In *Progress in Energy and Combustion Science* (Vol. 38, Issue 6, pp. 765–781). <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2011.12.001>
- Rodero, M. del R., Muñoz, R., González-Sánchez, A., Ruiz, H. A., & Quijano, G. (2024). Membrane materials for biogas purification and upgrading: Fundamentals, recent advances and challenges. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* (Vol. 12, Issue 5). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114106>

- Rodrigues, L. F., Santos, I. F. S. dos, Santos, T. I. S. dos, Barros, R. M., & Tiago Filho, G. L. (2022). Energy and economic evaluation of MSW incineration and gasification in Brazil. *Renewable Energy*, 188, 933–944. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.02.083>
- Rubio-Jimenez, C. A., Ramirez-Olmos, C., Lopez-Perez, A. C., Perez-Pantoja, A. L., Zanon, G. A., & Segoviano-Garfias, J. de J. N. (2023). The controlled incineration process as an alternative to handle MSW and generate electric energy in the state of Guanajuato, Mexico. *Energy and Climate Change*, 4. <https://doi.org/10.1016/j.egycc.2023.100102>
- Rudra, S., & Tesfagaber, Y. K. (2019a). Future district heating plant integrated with municipal solid waste (MSW) gasification for hydrogen production. *Energy*, 180, 881–892. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.05.125>
- Rudra, S., & Tesfagaber, Y. K. (2019b). Future district heating plant integrated with municipal solid waste (MSW) gasification for hydrogen production. *Energy*, 180, 881–892. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.05.125>
- Sajid, M., Raheem, A., Ullah, N., Asim, M., Ur Rehman, M. S., & Ali, N. (2022). Gasification of municipal solid waste: Progress, challenges, and prospects. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 168). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112815>
- Santangelo, Juan., & Melano, B. (2015). PLANTA GENERADORA DE ENERGIA MEDIANTE LA INCINERACION CONTROLADA DE RSU. Sistema Nacional de Repositórios Digitais. Disponível em: https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/RIAUTN_ab97e5325f3d2c26c509eae88b3796d4 Acesso em: 02 maio 2024.
- Sadeghi, S., Ghandehariun, S., & Rosen, M. A. (2020). Comparative economic and life cycle assessment of solar-based hydrogen production for oil and gas industries. *Energy*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118347>
- Sharma, U., Sharma, D., Kumar, A., Bansal, T., Agarwal, A., Kumar, S., Hussian, A., Kamyab, H., & Haq, M. (2025). Utilization of refuse-derived fuel in industrial applications: Insights from Uttar Pradesh, India. *Heliyon*, 11(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e41336>
- Situmorang, Y. A., Zhao, Z., Yoshida, A., Abudula, A., & Guan, G. (2020). Small-scale biomass gasification systems for power generation (<200 kW class): A review. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 117). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109486>

- Souza D, 2024 Thermodynamic and Economic Evaluation of Ammonia, Natural Gas, and Methanol Synthesis through the Biomass Gasification Route in the Brazilian Context. Master's Dissertation (Master in Energy Engineering) - Postgraduate Program in Mechanical Engineering, Federal University of Itajubá, Itajubá-Minas Gerais, p. 241. 2024
- Sun, Q., Li, H., Yan, J., Liu, L., Yu, Z., & Yu, X. (2015). Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 51, pp. 521–532). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.029>
- Sun, Y., Qin, Z., Tang, Y., Huang, T., Ding, S., & Ma, X. (2021). Techno-environmental-economic evaluation on municipal solid waste (MSW) to power/fuel by gasification-based and incineration-based routes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106108>
- Tan, S. T., Ho, W. S., Hashim, H., Lee, C. T., Taib, M. R., & Ho, C. S. (2015). Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia. *Energy Conversion and Management*, 102, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.02.010>
- Tang, L., Huang, H., Hao, H., & Zhao, K. (2013). Development of plasma pyrolysis/gasification systems for energy efficient and environmentally sound waste disposal. In *Journal of Electrostatics* (Vol. 71, Issue 5, pp. 839–847). <https://doi.org/10.1016/j.elstat.2013.06.007>
- Tang, Y., Dong, J., Li, G., Zheng, Y., Chi, Y., Nzihou, A., Weiss-Hortala, E., & Ye, C. (2020). Environmental and exergetic life cycle assessment of incineration- and gasification-based waste to energy systems in China. *Energy*, 205. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118002>
- Tavares, R., Ramos, A., & Rouboa, A. (2019). A theoretical study on municipal solid waste plasma gasification. *Waste Management*, 90, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.051>
- United Nations Environment Programme UNEP (2019). (2019). *Waste-to-Energy: Considerations for Informed* (Vol. 1).
- US EPA-U.S. Environmental Protection Agency (2012) Evolução do tratamento dos resíduos sólidos urbanos nos EUA. Disponível em: <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about->

[materials-waste-and-recycling/infographic-about-municipal-solid-waste-msw](#). Acesso em: 20 maio 2024

- Vasan, V., Sridharan, N. V., Feroskhan, M., Vaithiyanathan, S., Subramanian, B., Tsai, P. C., Lin, Y. C., Lay, C. H., Wang, C. T., & Ponnusamy, V. K. (2024). Biogas production and its utilization in internal combustion engines - A review. In *Process Safety and Environmental Protection* (Vol. 186, pp. 518–539). Institution of Chemical Engineers. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.04.014>
- Valmet. (2016). Vaskiluoto - The world's largest biomass gasifier exceeds expectations. <https://www.valmet.com/insights/articles/all-articles/vaskiluoto---the-worlds-largest-biomass-gasifier-exceeds-expectations>
- Wang, H., Ren, R., Liu, B., & You, C. (2022). Hydrogen production with an auto-thermal MSW steam gasification and direct melting system: A process modeling. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47(10), 6508–6518. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.12.009>
- Wijayasekera, S. C., Hewage, K., Siddiqui, O., Hettiaratchi, P., & Sadiq, R. (2022). Waste-to-hydrogen technologies: A critical review of techno-economic and socio-environmental sustainability. In *International Journal of Hydrogen Energy* (Vol. 47, Issue 9, pp. 5842–5870). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.11.226>
- Wijekoon, P., Koliyabandara, P. A., Cooray, A. T., Lam, S. S., Athapattu, B. C. L., & Vithanage, M. (2022). Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 421. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126627>
- World Bank. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/d3f9d45e-115f-559b-b14f-28552410e90a>. Acesso em: 14 abril 2024.
- Xiang, Y. lei, Lin, Q., Cai, L., Guan, Y., Lu, J., & Liu, W. (2019). Study of the effect mechanism of municipal solid waste gasification conditions on the production of H₂ and CO using modelling technique. *Journal of Environmental Management*, 230, 301–310. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.097>
- Xu, X., Zhou, Q., & Yu, D. (2022). The future of hydrogen energy: Bio-hydrogen production technology. In *International Journal of Hydrogen Energy* (Vol. 47, Issue 79, pp. 33677–33698). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.07.261>

- Yayalík, İ., Koyun, A., & Akgün, M. (2020). Gasification of Municipal Solid Wastes in Plasma Arc Medium. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*, 40(6), 1401–1416. <https://doi.org/10.1007/s11090-020-10105-y>
- Yi, S., Lin, H., Abed, A. M., Shawabkeh, A., Marefati, M., & Deifalla, A. (2023). Sustainability and exergoeconomic assessments of a new MSW-to-energy incineration multi-generation process integrated with the concentrating solar collector, alkaline electrolyzer, and a reverse osmosis unit. *Sustainable Cities and Society*, 91. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104412>
- Zappini, G., Cocca, P., & Rossi, D. (2010). Performance analysis of energy recovery in an Italian municipal solid waste landfill. *Energy*, 35(12), 5063–5069. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.08.012>
- Zeng, K., & Zhang, D. (2010). Recent progress in alkaline water electrolysis for hydrogen production and applications. In *Progress in Energy and Combustion Science* (Vol. 36, Issue 3, pp. 307–326). <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2009.11.002>
- Zhang, L., Jia, C., Bai, F., Wang, W., An, S., Zhao, K., Li, Z., Li, J., & Sun, H. (2024). A comprehensive review of the promising clean energy carrier: Hydrogen production, transportation, storage, and utilization (HPTSU) technologies. *Fuel*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.129455>
- Zhao, Y., Yao, J., Chen, G., Liu, J., Cheng, Z., Wang, L., Yi, W., & Xu, S. (2023). Energy, efficiency, and environmental analysis of hydrogen generation via plasma co-gasification of biomass and plastics based on parameter simulation using Aspen plus. *Energy Conversion and Management*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2023.117623>
- Zhu, L., Li, L., & Fan, J. (2015). A modified process for overcoming the drawbacks of conventional steam methane reforming for hydrogen production: Thermodynamic investigation. *Chemical Engineering Research and Design*, 104, 792–806. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2015.10.022>

Anexo A

Desempenho de H ₂ : Eletrólise a partir da eletricidade obtida da queima de biogás de aterro										
Nº	Matéria prima	Quantidade (t/h)	Composição	Pré-tratamento	Biogás (kg/h)	Eletricidade gerada (Kwh)	Tecnologia para geração eletricidade	kgH ₂ gerado (PEM)	kgH ₂ /tRSU	Autor
1	RSU Orgânicos	3,6	Resíduos de alimentos, papel, cartão, têxteis, madeira	Separação de Orgânicos	N/A	50,38	Microturbina de gás com gerador	2,98	0,83	Cao et al., 2022
2	RSU	996,58	58% orgânicos; 12% plásticos; 11% caucho; 11 metais; 8% outros	Compactação dos RSU	8498,2	11050,23	Motor de combustão interna (MCI)	140,06	0,14	Liang et al., 2022
3	RSU	103,24	15,48% papel; 18,86% cartão; 23,41% resíduos de alimentos; 12,82% têxteis; 29,43% mistos.	N/A	N/A	1601,98	Motor de combustão interna (MCI)	20,31	0,20	Chandra & Ganguly, 2023
4	RSU e outros resíduos	399,54	RSU: 25,5% R. indústrias não perigosos: 47,8%; Cinzas de fundo de incinerador: 24,1%; lodos de	N/A	613,014	4859,73	Grupos electrogéneos com motores de combustão interna	61,60	0,15	Zappini et al., 2010

			depuração de águas residuais:2,6%							
5	RSU	56,5	N/A	N/A	193,32	1620	Planta combinada de recuperação de calor e produção de eletricidade (CHP)	20,53	0,36	Lo Basso et al., 2023
6	RSU	13,128	44% biodegradáveis; 41% inorgânicos; 15% plásticos, vidro e papel.	Compactação dos RSU	303,75	444,06	Turbina de gás	5,63	0,43	Pan et al., 2018
7	RSU	1250	60% orgânicos; 40% papel; metais; vidro; resíduos eletrônicos	N/A	10950	33333,33	Grupos electrogêneos	422,50	0,34	Kurniawan et al., 2022
8	RSU	1000	20% plásticos; 20% papel; 16% orgânicos; 10% resíduos de alimentos; 10% vidro; 10%	N/A	4555,06	8300	Turbina de gás- Gerador	105,20	0,11	Pillai & Riverol, 2018

			metais; 7% Têxteis; 5% caucho e coero; 2 % outros							
9	RSU	71,92	64,9% R alimentos; 12,9% papel; 15,1% plasticos; 3,1% têxteis; 1,5% madeira; 2,5% inertes	N/A	300	958,90	Turbina de gás	12,15	0,17	Cudjoe & Han, 2020
10	RSU	458,33	72,04% Orgânicos; 6,43% Papel e cartão; 7,77% plasticos; 13,76% outros	N/A	N/A	3737	Motor de combustão interna (MCI)	47,37	0,10	Heidari- Maleni et al., 2023

Desempenho de H ₂ : Eletrólise a partir de eletricidade obtida de incineração de RSU									
Nº	Matéria prima	Quantidade (t/h)	Composição e umidade	Pré-tratamento	Eletricidade e gerada (Kwh)	Tecnologia para geração eletricidade	kgH ₂ gerado (PEM)	kgH ₂ /t _{RSU}	Autor
1	RSU	1041,67	Umidade: 52,65–66,2%	N/A	50000	Turbina a vapor	634	0,61	Tan et al., 2015
2	RSU	62	14,4% Papel; 12,6% plasticos; 3,86% Vidro; 1,73% Metais; 4,65%Textiles; 1,05% Madeira; 1% caucho; 46% resíduos alimentos; 14,71% Outros; Umidade: 45%	secagem	1333,33	Forno tipo parrilha; Caldera; Turbina; gerador	17	0,27	Santangelo & Melano, 2015
3	RSU	83	52,4% Orgânicos; 13,8% papel e cartão; 10,9% plasticos; 1,4% têxteis; 21, 5% Reciclagem	Reciclagem	2031,25	N/A	26	0,31	Rubio-Jimenez et al., 2023
4	RSU	15	N/A	N/A	220,83	Turbina a gás; gerador	3	0,19	Yi et al., 2023
5	RSU	34,10	Umidade: 80%	N/A	941,21	Turbina a vapor	12	0,35	Liu et al., 2022
						Incinerador parrilha;			Chen et al., 2024

6	RSU	54,20	Umidade:55,62%	N/A	1123,76	Caldera; turbina a vapor, gerador	14	0,26	
7	RSU	1498,74	32,23% R alimentos; 20,03% R jardim; 15,47% papel; 1,89 têxteis; 0,29 % madeira; 15,57% plasticos; 0,29% caucho; 1,05% Metal; 13,21% Outros Umidade:40%	N/A	29282	Turbina a gás; gerador	371	0,25	Rodrigues et al., 2022
8	RSU	939,05	Orgânicos: 37,5%; papel:21,4%; Plasticos: 16,5%; vidro: 1%; metal: 10,9%; outros: 12,7%	Reciclagem	40265	Turbina a gás; gerador	510	0,54	Lino & Ismail, 2017
9	RSU	22,81	67% orgânicos; 10,50% plasticos; 2,10% vidro; 7% papel; 4,73% metais; 8,67% outros. Umidade:54%	Separação de vidros, metais e outros	283,89	Incinerador; Caldera; turbina a vapor, gerador	4	0,16	Aliabadi et al., 2023
10	RSU	53,97	N/A	N/A	1872,66	Incinerador parrilha; Caldera;	24	0,44	Panepinto & Zanetti, 2018

						turbina a vapor, gerador			
11	RSU	25	Umidade:44%	Secagem	453,96	Incinerador parrilha; Caldera; turbina a vapor, gerador	6	0,23	Sun et al., 2021

Desempenho de H ₂ da gaseificação de RSU												
Nº	M. prima	Quan. (t/h)	Pré- tratamento	Composição	Tipo de gaseificação	T[°C]	%H ₂ - Gas	LHV (MJ/Nm ³)	Produção H ₂ (kg/h)	KgH ₂ /tRSU	Tec. purificação	Autor
1	Plástico e biomassa	1,98	Mistura e secagem	Plásticos:25%; Biomassa:75%	Plasma	1000	73,3	33,6	325	163,6	PSA	Zhao et al., 2023
2	RSU (pellets)	3,6	Pelotização de RSU em tamanhos de 0a20mm; 20a40mm; 40a60mm	Alimentos (14,6%), papel (27%), R de jardim (13,5%), plásticos (12,8%), metais (9,1%), borracha, couro e têxteis (9%), madeira (6,2%) e outros (7,8%).	Modelagem de gaseificação de plasma com vapor	4000	33,8	7,56	216,78	60,22	N/A	Indrawan et al.,2019
3	RSU e resíduos forestais	1	Torrefacção	Maderia:31%; RSU:69%: Orgânicos: 65%; papel: 15%; plásticos:20%	Modelagem de co- gaseificação com vapor	600	32,8	6,126	42,12	42,12	N/A	Lamas et al., 2023
4	RSU	3,6	Secagem	Degradáveis: 36%; papel: 5,67%; cartão: 3,5%; compostos:	Modelagem de gaseificação	1000	64	13	463,64	128,64	N/A	Tavares et al.,2019

				5,8%; têxteis: 10,64%; plásticos: 12,61%; vidro: 5,505; outros: 13,06%	de plasma com vapor							
5	Swiichgrass (Sg) e RSU	0.09	Secagem	40% Sg; 60% RSU	Modelagem de gaseificação	680	13,7	5,11	1,52	16,95	N/A	Hu et al.,2021
6	RSU	1	Secagem, trituração e peneirado de 0,25 e 1 mm	R de madeira: 49%; Papel-cartão:28%; plasticos;23%	Modelagem de gaseificação leito fixo	1000	55%	N/A	199,69	199,69	WGS	Rudra & Tesfagaber., 2019
7	RSU Úmidos (40% umidade)	1	Secagem ao sol; trituração até 3mm	Papel:37%; têxteis: 8%; plásticos: 43%; madeira: 12%	Gaseificação de leito fixo com vapor e CaO como catalizador	750	49,4%	N/A	25,24	25,24	N/A	Hu et al., 2015
8	RSU	126	Secagem	R. alimentos: 50,2%; têxteis: 5,6%; metais: 9,9%; E. eletrônicos: 0.5%; vidro: 3,95; plásticos: 16,7%; papel: 12%; R de poda: 1,2%	Gaseificação de leito fluidizado	827	18,5%	N/A	10850,4	86,11	Reator catalítico e PSA	Ozturk & Dincer.,2021

9	RSU-RDF	10	Secagem	C: 41,03%; H:5,86%; O:38,22%; N:0,14%; S:1,42; ASH:13,33	Modelagem de gaseificação de corrente ascendente com vapor	900	60%	8,76	770	77	WGS e PSA	Wang et al., 2022
10	RSU	1	Secagem com ar e trituração entre 2,5- 3,5 mm	60% plásticos; 30% papel; 6% biomassa; 4% caucho	Gaseificação de leito fixo com ar	703,5	45	9,96	27,66	27,66	N/A	Jamro et al.,2022

Desempenho de H ₂ : Reforma a vapor de biogás de aterro									
Nº	Matéria prima	Quantidade (t)	Pré-tratamento	Volume de biogás (m ³)	CH ₄ (kg)	Produção H ₂ (kg)	kgH ₂ /t _{RSU}	Tecnologia envolvida	Autor
1	RSU e Águas residuais	35,39	Mistura das matérias primas	1829,93	1310,23	282,02	7,97	Digestão anaeróbia	(Crispim et al., 2024)
2	Biomassa e RSU orgânicos	1	separação e trituração	4041,67	19,24	5,076	5,08	Digestão anaeróbia, WGS e PSA	(Arfan, 2023)
3	RSU orgânicos	3,33	Separação inorgânicos	33,33	15,51	20,833	6,25	Digestão anaeróbia, separação de CO ₂ e WGS	(Lee et al., 2023)
4	Resíduos agrícolas e dejetos.	1,17	N/A	97,17	41,74	11,53	9,9	Digestão anaeróbia, WGS	(Hajjaji, 2016)
5	RSU orgânicos e lascas madeira	6,31	Separação de inorgânicos	349	123,15	41,99	6,7	Digestão anaeróbia e limpeza de biogás (Carvão ativado)	(Papurello et al., 2014)
6	RSU	1689,50	N/A	64092,75	45890,6	15648,63	9,3	N/A	Liang et al., 2022
7	RSU orgânicos	3,98	Lavagem a vapor	265666	112,99	38,53	9,7	Digestão anaeróbia	(Holtman, 2017)
8	RSU	56500,68	N/A	144977,1	103803,6	35397,1	6,3	N/A	Nadaleti, 2023

9	RSU	1	Mistura e trituração	46,45	33,26	11,34	11,3	N/A	(Mou et al., 2014)
10	RSU	22,27	Mistura	273,330	573,91	195,70	8,8	NA	(Anshassi et al., 2022)

Anexo B

B.1 Rota I – Eletrólise com eletricidade obtida de biogás de aterro sanitário.

Aterro sanitário (Cerqueira et al., 2025); UF: 1kgH ₂			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU	308,6	kg	Cidade: Betim-MG; Umidade 35%; Composição Grav.: 53,5% matéria orgânica; 15,6% plásticos; 12% papel e papelão; 1,5 % vidro; 2,5% metais; 8,4% inertes; 6,5% outros.
Diesel	0,07	kg	Diesel Blend Brasil (14% queima em veículos) -CNPE. Resolução nº 8, de 19 de dezembro de 2023, do Conselho Nacional de Política Energética
Solo	58,02	kg	
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biogás	23,33	kg	Densidade: 0,95 kg/m ³ ; Composição %: CH ₄ : 64%; CO ₂ : 18,3%; N ₂ :15%; O ₂ :1,7%; H ₂ :1%. 75% do biogás gerado é capturado
Emissões para a atmosfera (Fugitivas)	Valor	Unidade	25% do biogás não é capturado
CH ₄	3,80	kg	
H ₂	0,01	kg	
CO ₂	3,27	kg	
N ₂	1,69	kg	
O ₂	0,22	kg	
Emissões para a atmosfera (flares)	Valor	Unidade	28,5 % do biogás capturado é queimado em flares, devido à qualidade do gás e ao funcionamento do motor.
NO _x	3,18	g	
CH ₄	0,15	kg	
CO	3,70	g	
MP	1,20	g	
CO ₂	15,19	kg	
Dioxinas/Furanos	0,03	ug	
MCIs (Cerqueira et al., 2025)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biogás	23,33	kg	46,5 % da captura do biogás é queimada em motores de combustão interna (MCI)
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Eletricidade	50	kWh	Motor com capacidade de gerar 300kw e eficiência de geração de energia de 33%.
Emissão para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
NO _x	187,44	g	
CO ₂	16,21	kg	
CH ₄	0,12	kg	
CO	136,37	g	

MP ₁₀	3,74	g	
Emissão para água	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Cd	0,0008	g	Conforme Lima W, (2006)
As	0,0045	g	
Pb	0,0018	g	
Cu	0,0019	g	
Cr	0,0230	g	
Fe	0,0504	g	
Mg	0,00003	g	
Zn	0,0037	g	
NO ₃	2,8480	g	
PO ₄	0,0339	g	
Eletrólise de Água Alcalina (operação) (Koj,Jan 2017)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Água deionizada	10,00	kg	Water, deionized, from tap water, at user {RoW} production Alloc Def, U
Nitrogênio	0,29	g	Nitrogen, liquid {GLO} market for Alloc Def, U
Hidróxido de potássio	1,90	g	Potassium hydroxide {GLO} market for Alloc Def, U
Vapor	0,11	kg	Steam, in chemical industry {GLO} market for Alloc Def, U
Eletricidade	50,00	kWh	Eletricidade a partir de biogás MCI
Eletricidade para compressão	0,96	kWh	Eletricidade a partir de biogás MCI
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Hidrogênio	1,00	kg	(200 bar; 40°C)
Oxigênio	8,10	kg	(200 bar; 40°C)

B.2 Rota II – Reforma a vapor de biometano proveniente de biogás de aterro sanitário.

Aterro sanitário (Cerqueira et al., 2025); UF: 1kgH2			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU	172,1	kg	Cidade: Betim-MG; Umidade 35%; Composição Grav.: 53,5% matéria orgânica; 15,6% plasticos; 12% papel e papelão; 1,5 % vidro; 2,5% metais; 8,4% inertes; 6,5% outros.
Diesel	0,04	kg	Diesel Blend Brasil (14% queima em veículos) -CNPE. Resolução nº 8, de 19 de dezembro de 2023, do Conselho Nacional de Política Energética
Solo	32,36	kg	Clay {GLO} market for
Output	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biogas	13,02	kg	Densidade: 0,95 kg/m³; Composição %: CH4: 64%; CO2: 18,3%; N2:15%; O2:1,7%; H2:1%. 75% do biogás gerado é capturado
Emissões para a atmosfera (Fugitivas)	Valor	Unidade	25% do biogás não é capturado
CH4	2,12	kg	
H2	4,49E-03	kg	
CO2	1,82	kg	
N2	0,94	kg	
O2	0,12	kg	
Emissão para água	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Cd	0,0008	g	Conforme Lima W, (2006)
As	0,0045	g	
Pb	0,0018	g	
Cu	0,0019	g	
Cr	0,0230	g	
Fe	0,0504	g	
Mg	0,00003	g	
Zn	0,0037	g	
NO3	2,8480	g	
PO4	0,0339	g	
Biogas Upgrading-PSA (SUN Q, 2015)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biogas	13,02	kg	Densidade: 0,95 kg/m³; Composição %: CH4: 64%; CO2: 18,3%; N2:15%; O2:1,7%; H2:1%
Fábrica de produtos químicos	3,74E-10	p	Chemical factory, organics {RER} construction Alloc Def, U
Óleo lubrificante	1,04E-03	kg	Lubricating oil {RER} production Alloc Def, U
Potássio	2,75E-05	kg	Potassium hydroxide {GLO} market for Alloc Def, U
Eletricidade	1,25	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)

Carvão	1,44E-03	kg	Charcoal {GLO} market for Alloc Def, U
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biometano	3,49	kg	Densidade 0,76 kg/m ³ ; [96% CH ₄ v/v] PCI:34,4 MJ/kg
Emissões para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CH ₄ biogênico	0,17	kg	Assumiu 2% de vazamento de metano de acordo com Sun (2015)
CO ₂ , fóssil	6,71	kg	
Sulfeto de hidrogênio	4,64E-05	kg	
Operação SMR (Wulf & Kaltschmitt, 2018)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biometano	3,49	kg	Densidade: 0,76 kg/m ³ ; [96% v/v]; PCI:45,26 MJ/kg (Carvalho et al., 2023)
Água	14,40	kg	Water, deionized, from tap water, at user {Row} production Alloc Def, U
Eletricidade	0,2	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Eletricidade para compressão	1,11	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
H ₂	1	kg	(200 bar; 30°C)
Emissões para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CO ₂ biogênico	9,97	kg	Baseado em Wulf & Kaltschmitt, 2018
CH ₄ biogênico	2,12	g	
CO biogênico	1,24	g	
NMVOC	3,98	g	
NOx	2,69	g	

B.3 Rota III – Eletrólise com eletricidade obtida da incineração de RSU.

Incineração-eletricidade (Cerqueira et al., 2025; Nielsen et al.,2013.) UF: 1kgH2			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU	127,40	kg	Cidade: Betim-MG; Umidade 35%; Composição Grav: 53,5% matéria orgânica; 15,6% material plástico; 12% papel e papelão; 1,5% vidro; 2,5% metais; 8,4% inertes; 6,5% outros
Diesel (transporte)	0,02	kg	Diesel Blend Brasil (14% queima em veículos) -CNPE. Resolução nº 8, de 19 de dezembro de 2023, do Conselho Nacional de Política Energética
Óxido de cálcio	2,55	kg	Lime {GLO} market for
Ureia	0,47	kg	Urea, as N {GLO} market for
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Eletricidade da incineração	50,96	kWh	Eletricidade gerada por turbinas a vapor
Emissões para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CO2 Fóssil	21,79	kg	Estimado a partir da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos.
CO2 Biogênico	35,54	kg	
NMVOC	0,75	g	De (Nielsen et al.,2013.) e (Cerqueira et al., 2025)
TSP	0,38	g	
CO	5,22	g	
SO2	11,08	g	
NOx	0,14	kg	
Pb	7,39	mg	
NH3	0,38	g	
Cd	0,59	mg	
PM2,5	0,38	g	
Hg	2,40	mg	
As	0,79	mg	
Cr	2,09	mg	
Cu	1,75	mg	
Ni	2,75	mg	
Se	1,49	mg	
Zn	3,12	mg	
PCBs	0,43	ng	
Benzopireno	1,07	ug	
Benzo fluoranteno	2,28	ug	
Indenol(1,2,3-cd) pireno	1,48	ug	
Tratamentos de cinzas (Liikanen,2018)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Cinzas	23,95	kg	-
Diesel	0,03	kg	Diesel Blend Brasil (14% queima em veículos) -CNPE. Resolução nº 8, de 19 de dezembro de 2023, do Conselho Nacional de Política Energética
Eletricidade	0,54	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)

B.4 Rota IV – Gaseificação de Combustível Derivado de Resíduos (CDR).

Gaseificação de RDF (Souza D,2024) UF: 1kgH2			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU	45,27	kg	Cidade: Betim-MG; Umidade 35%; Composição Grav: 53,5% matéria orgânica; 15,6% material plástico; 12% papel e papelão; 1,5% vidro; 2,5% metais; 8,4% inertes; 6,5% outros
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU para processar	36,71	kg	Papel, papelão e plástico: 9971kg + Matéria orgânica: 193,27kg
Vidro	0,68	kg	Tempering, flat glass {GLO} market for Alloc Def, S (Avoided)
Aço	0,23	kg	Steel, unalloyed {GLO} market for Alloc Def, S (Avoided)
Alumínio	1,13	kg	Aluminium alloy, AlMg3 {GLO} market for Alloc Def, S (Avoided)
Inertes	2,94	kg	-
Outros resíduos	3,80	kg	-
Secagem (Fagernas,2010)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU para processar	36,71	kg	Umidade: papel-papelão e-plástico: 10% e matéria orgânica: 60%
Eleticidade	16,35	kWh	Eleticidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU para processamento seco	23,64	kg	Umidade:11%
CDR			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU para processamentos secos	23,64	kg	Umidade: 11%
Eleticidade (Moagem-briquetagem)	4,39	kWh	Eleticidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CDR	22,45	kg	Umidade: 11%; C:50,95; H:6,58; O:34,13; N:1,21; S:0,22; ASH:6,90; mais CDR para vapor de caldeira (68,18 kg)
Perdas	1,18	kg	-
Gaseificação CDR com Ar + Vapor			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CDR	13,91	kg	Moisture: 11%; C:50,95; H:6,58; O:34,13; N:1,21; S:0,22; ASH:6,90
Vapor	12,53	kg	Água externa-gerado pela caldeira com 14,98 kg de RDF
Ar	31,33	kg	-
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
H ₂	0,97	kg	-
CO	2,26	kg	-
CO ₂	18,09	kg	-
CH ₄	0,83	kg	-

Other gases	26,63	kg	-
Emissões para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Água-H ₂ O	10,89	kg	Fora do sistema
Emissões para o solo	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Cinzas	0,87	kg	-
Estação: Reação de deslocamento de gás de água e Adsorção por oscilação de pressão (operação)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
H ₂	0,97	kg	-
CO	2,26	kg	-
CO ₂	18,09	kg	-
CH ₄	0,83	kg	-
Outros gases	26,63	kg	-
Vapor	37,51	kg	Geração em caldeira com água externa e com 53,20 kg RDF
Eletricidade para operação	25,59	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Eletricidade para compressão	1,54	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
H ₂	1	kg/h	200 bar; 30°C.
Emissões para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CO	0,02	kg	-
CO ₂ , biogênico	16,49	kg	-
CO ₂ , fóssil	4,93	kg	-
H ₂ residual	0,12	kg	-
CH ₄	0,82	kg	-
H ₂ O	35,72	kg	-
Emissões para a atmosfera após o queimador	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CO ₂ , biogênico	17,12	kg	-
CO ₂ , fóssil	5,13	kg	-
H ₂ O	35,84	kg	-
Tratamentos Cinzas (Liikanen,2018)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Cinzas	6,98	kg	
Diesel	0,007	kg	Diesel Blend Brasil (14% queima em veículos) -CNPE. Resolução nº 8, de 19 de dezembro de 2023, do Conselho Nacional de Política Energética
Eletricidade	0,12	kWh	Eletricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)

B.5 Cenário base – Reforma a vapor de gas natural (SMR).

SMR-Gas natural (Wulf & Kaltschmitt, 2018)			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Gas natural	5,42	m ³	Produção de gás natural no Brasil- adaptada de (Capaz et al., 2021) Densidade: 0,74 kg/m ³ ; LHV:39,4 MJ/m ³ conforme EPE,2023: Balanço Energético Nacional 2023: Ano base 2022.
Água	14,4	kg	
Elettricidade	1,31	kWh	Elettricidade da rede brasileira adaptada de (Capaz et al., 2021)
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Hidrogênio	1,00	kg	(200 bar; 30°C)
Emissões para a atmosfera	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
CO ₂ fóssil	8,85	kg	Baseado em Wulf & Kaltschmitt, 2018
CH ₄ fóssil	1,82	g	
CO fóssil	1,1	g	
NMVOC	3,4	g	
NOx	2,3	g	
SO ₂	110	mg	
Partículas <2,5 um	22	mg	

B.6 Cenário evitado – Aterro sanitário Betim-MG.

Aterro sanitário (Cerqueira et al., 2025); UF: 1kgH ₂			
Entradas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
RSU	308,6	kg	Cidade: Betim-MG; Umidade 35%; Composição Grav.: 53,5% matéria orgânica; 15,6% plásticos; 12% papel e papelão; 1,5 % vidro; 2,5% metais; 8,4% inertes; 6,5% outros.
Diesel	0,07	kg	Diesel Blend Brasil (14% queima em veículos) -CNPE. Resolução nº 8, de 19 de dezembro de 2023, do Conselho Nacional de Política Energética
Solo	58,02	kg	
Saídas	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Biogas	23,33	kg	Densidade: 0,95 kg/m ³ ; Composição %: CH ₄ : 64%; CO ₂ : 18,3%; N ₂ :15%; O ₂ :1,7%; H ₂ :1%. 75% do biogás gerado é capturado
Emissões para a atmosfera (Fugitivas)	Valor	Unidade	25% do biogás não é capturado
CH ₄	3,80	kg	-
H ₂	0,01	kg	-
CO ₂	3,27	kg	-
N ₂	1,69	kg	-
O ₂	0,22	kg	-
Emissões para a atmosfera (flares)	Valor	Unidade	75 % do biogás capturado é queimado em flares, sem recuperação energética nenhuma
NOx	3,18	g	-
CH ₄	0,15	kg	-
CO	3,70	g	-
MP	1,20	g	-
CO ₂	15,19	kg	-
Dioxinas/Furanos	0,03	ug	-
Emissão para água	Valor	Unidade	Inventários de antecedentes e observações
Cd	0,0008	g	Conforme Lima W, (2006)
As	0,0045	g	
Pb	0,0018	g	
Cu	0,0019	g	
Cr	0,0230	g	
Fe	0,0504	g	
Mg	0,00003	g	
Zn	0,0037	g	
NO ₃	2,8480	g	
PO ₄	0,0339	g	