


Universidade de Brasília - UnB  
Faculdade de Tecnologia  
Engenharia Mecânica

**Análise de viabilidade técnica e econômica da  
implementação de tecnologias de Waste to  
Energy no Distrito Federal**

Autor: Yves Henrique Marques Ribeiro  
Orientador: Prof. Dr. Armando de Azevedo Caldeira Pires

Brasília, DF  
2021





Yves Henrique Marques Ribeiro

**Análise de viabilidade técnica e econômica da  
implementação de tecnologias de Waste to Energy no  
Distrito Federal**

Monografia submetida ao curso de graduação  
em Engenharia Mecânica da Universidade de  
Brasília, como requisito parcial para obten-  
ção do grau de Engenheiro Mecânico

Universidade de Brasília - UnB

Faculdade de Tecnologia

Orientador: Prof. Dr. Armando de Azevedo Caldeira Pires

Brasília, DF

2021

---

Yves Henrique Marques Ribeiro

Análise de viabilidade técnica e econômica da implementação de tecnologias de Waste to Energy no Distrito Federal/ Yves Henrique Marques Ribeiro. – Brasília, DF, 2021-

140 p. : il. (algumas color.) ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Armando de Azevedo Caldeira Pires

Projeto de Graduação – Universidade de Brasília - UnB  
Faculdade de Tecnologia , 2021.

1. Waste to Energy. 2. Economia circular. 3. Distrito Federal. I. Prof. Dr. Armando de Azevedo Caldeira Pires. II. Universidade de Brasília. III. Faculdade de Tecnologia. IV. Análise de viabilidade técnica e econômica da implementação de tecnologias de Waste to Energy no Distrito Federal

CDU -

---

Yves Henrique Marques Ribeiro

**Análise de viabilidade técnica e econômica da  
implementação de tecnologias de Waste to Energy no  
Distrito Federal**

Monografia submetida ao curso de graduação  
em Engenharia Mecânica da Universidade de  
Brasília, como requisito parcial para obten-  
ção do grau de Engenheiro Mecânico

Brasília, DF, 21 de maio de 2021

---

**Prof. Dr. Armando de Azevedo  
Caldeira Pires**  
Orientador

---

**Prof. Dr. Edgar Amaral Silveira**  
Membro da banca

---

**Prof. Dr. Mário Olavo Magno de  
Carvalho**  
Membro da banca

Brasília, DF  
2021



*Este trabalho é dedicado à minha família, minha motivação diária na tentativa de tornar o mundo um lugar melhor, mais feliz e mais confortável.*





# Agradecimentos

*Em primeiro lugar a Deus, pela minha vida, saúde, pelas pessoas que se fizeram presentes na minha vida e por todas as ótimas oportunidades que Ele colocou na minha vida.*

*À minha família, em especial aos meus pais, Leonardo e Maria, que me deram os melhores ensinamentos sobre a vida que alguém poderia dar ao mesmo tempo que tiveram sempre em prioridade me dar oportunidades de buscar os meus sonhos, sempre me apoiando, e à minha irmã, Maria Kitéria, que todos os dias me traz a felicidade de ser irmão mais velho de uma criança maravilhosa, inteligente, sonhadora e de bom humor.*

*Aos professores que compartilharam de sua sabedoria comigo, de forma que seria injusto citar os nomes de cada um sem que cada história, ensinamento e apoio seja juntamente citado. Levo comigo com muito carinho todo conhecimento compartilhado.*

*Aos amigos. Se alguém é a média das pessoas com quem mais convive, ou algo do tipo, não poderia escolher pessoas melhores para estarem comigo. Tenho que agradecer especialmente à Lulu, que me ajudou com a análise do mapa gerado pelo Censo Agropecuário.*

*Aos colegas, em especial os colegas de curso que me trouxeram experiências ímpares de como a Engenharia Mecânica pode ser extremamente divertida, principalmente no Centro Acadêmico.*

*Ao meu gato, Obama.*



*"Falhar é somente uma oportunidade para começar novamente,  
porém, dessa vez, mais sábio." Iroh*



# Resumo

O objetivo principal deste trabalho é analisar o contexto do Distrito Federal no que diz respeito às melhores tecnologias de reutilização de resíduos como energia, propondo cenários de utilização de Waste to Energy para o DF. Os objetivos específicos são a realização de uma revisão sistemática, a qual permita a formação de uma base teórica de referência, a análise de viabilidade técnica da utilização de WTE no cenário agroubano do DF e a análise econômica das tecnologias propostas. O objetivo principal busca um sistema que siga as premissas da economia circular, especificamente no contexto das cidades circulares. Utiliza-se a metodologia Methodi Ordinatio para a revisão sistemática. Para a análise de viabilidade técnica, recorreu-se a uma análise de potencial de conversão de energia e emissão de gases de efeito estufa para a análise de viabilidade técnica. Para a análise econômica utilizou-se uma metodologia baseada em custos distribuídos através de fluxos de caixa uniformes. Como resultado obteve-se uma revisão sistemática que permitiu a classificação dos artigos disponíveis, com uma subsequente análise dos 80 artigos classificados como mais importantes na temática. Propôs-se a incineração para o resíduo sólido urbano do DF, obtendo um potencial de conversão de energia de cerca de 1950 GWh considerando o resíduo gerado anualmente, com um aproveitamento líquido de cerca de 30% e uma redução de emissão até 400 mil toneladas de  $CO_{2eq}$ , quando comparado com o atual modelo de aterro. A economia em operação e manutenção para a incineração frente ao atual plano de manejo de resíduos é de cerca de 25%. Para o cenário rural do DF, propôs-se a utilização de biodigestores para os resíduos agrossilvopastoris, obtendo um potencial de conversão de energia de cerca de 2020 GWh anualmente, 32% da demanda energética brasileira, com a geração de 570 milhões de  $m^3$  de metano, o que reduz em até 911 mil toneladas de  $CO_{2eq}$  anualmente. É possível um retorno de até 43 mil reais ao ano por tonelada de resíduo agrossilvopastoril produzido diariamente, caso seja possível a venda de energia para a rede, do contrário o custo distribuído é inferior ao gasto com utilização de energia da rede, sendo sempre interessante utilizar o biodigestor. O uso de WTE se prova fulcral para o desenvolvimento da economia circular em uma cidade, uma vez que consegue retornar até 90% dos resíduos que seriam retirados do processo produtivo para o sistema na forma de energia, além de permitir a utilização dos 10% restantes como matéria prima da construção civil.

**Palavras-chaves:** waste-to-energy. economia circular. Distrito Federal.



# Abstract

The main objective is to analyze the context of Distrito Federal with regard to the best technologies for reusing waste as energy, proposing scenarios for the use of WTE for the DF. The specific objectives are to carry out a systematic review, which allows the formation of a theoretical reference base, the technical feasibility analysis of the use of WTE in the agribusiness scenario of the DF and the economic analysis of the proposed technologies. The main objective seeks a system that follows the premises of the circular economy, specifically in the context of circular cities. The Methodi Ordinatio methodology is used for the systematic review. For the technical feasibility analysis, an analysis of the potential for energy conversion and emission of greenhouse gases was used for the technical feasibility analysis. For the economic analysis, a methodology based on costs distributed through uniform cash flows was used. As a result, a systematic review that was obtained allowed the classification of available articles, with a subsequent analysis of the 80 articles classified as the most important in the theme. It was proposed to use incineration for the DF municipal solid waste, obtaining an energy conversion potential of around 1950 GWh considering the waste generated annually, with a net utilization of about 30% and a emission reduction of up to 400 thousand tons of  $CO_{2eq}$  when compared to the current landfill model. The savings in operation and maintenance for incineration compared to the current waste management plan is around 25%. For the rural scenario of DF, it was proposed to use biodigesters for agrosilvopastoral waste, obtaining an energy conversion potential of around 2020 GWh annually, 32% of the energy demand in Brasília, with the generation of 570 million  $m^3$  of methane, which reduces by up to 911 thousand tons of  $CO_{2eq}$  annually. It is possible to return up to 43000 real per year per ton of agrosilvopastoral waste produced every day, if it is possible to sell energy to the grid, otherwise the distributed cost is lower than the cost of using grid energy, and it is always interesting to use the biodigester. The use of WTE proves to be central to the development of the circular economy in a city, since it manages to return up to 90% of the waste that would be removed from the production process to the system in the form of energy, in addition to allowing the use of the remaining 10% as raw material for civil construction.

**Key-words:** waste-to-energy. circular economy. Distrito Federal.





# Lista de ilustrações

Figura 1 – Consumo global de energia primária por fonte, adaptada de(SMIL, 2017)	26
Figura 2 – Ciclo representativo do modelo de economia circular . . . . .	28
Figura 3 – Fluxos possíveis de resíduo entre as seções adotadas pelo CNAE(Comissão Nacional de Classificação - IBGE, 2021) . . . . .	29
Figura 4 – Hierarquia da utilização de resíduos(UNION, 2009) . . . . .	35
Figura 5 – Tratamentos de MSW em países da União Europeia em 2017(UE, 2017)	37
Figura 6 – Meios de utilização por tipo de resíduo . . . . .	41
Figura 7 – Tipos de resíduos em uma divisão inicial . . . . .	42
Figura 8 – Nocividade percentual de resíduo por tipo de resíduo na União Europeia(UE, 2017) . . . . .	43
Figura 9 – Geração de resíduos na União Europeia por tipo de resíduo em milhões de toneladas(UE, 2017) . . . . .	43
Figura 10 – Geração anual de energia por fonte de produção na União Europeia(UE, 2017) . . . . .	48
Figura 11 – Tipos de tecnologia de conversão de MSW em RDF e seus respectivos produtos(BOSMANS et al., 2013) . . . . .	49
Figura 12 – Tabela comparativa entre as tecnologias de WTE mais utilizadas, adaptada de (QAZI; ABUSHAMMALA; AZAM, 2018) . . . . .	62
Figura 13 – Classificação de resíduos(PDGIRS, 2015) . . . . .	63
Figura 14 – Composição gravimétrica de RDO na coleta convencional do DF, adaptada de (PDGIRS, 2015) . . . . .	66
Figura 15 – Processo atual de gestão de resíduos urbanos no DF, adaptado de (PDGIRS, 2015) . . . . .	68
Figura 16 – Balanço de massa do MSW do Distrito Federal, adaptado de (PDGIRS, 2015) . . . . .	68
Figura 17 – Demanda energética no DF no ano de 2020(ENERGÉTICA, 2020) . . . . .	69
Figura 18 – Fluxo de realização da avaliação de implementação de WTE . . . . .	73
Figura 19 – Fluxo de caixa de um empreendimento energético genérico (NOGUEIRA, 2015) . . . . .	78
Figura 20 – Assuntos correlatos com WTE de 2004 a 2011 . . . . .	80
Figura 21 – Assuntos correlatos com WTE em 2020 . . . . .	81
Figura 22 – Assuntos correlatos com <i>Circular Economy</i> de 2004 a 2011 . . . . .	81
Figura 23 – Assuntos correlatos com <i>Circular Economy</i> em 2020 . . . . .	82
Figura 24 – Número de artigos publicados por ano dentro do conjunto analisado . . . . .	82
Figura 25 – Número de artigos por par de palavras chave . . . . .	83
Figura 26 – Processo do cenário A - Adição de incineração dos resíduos excedentes	86

Figura 27 – Mapa do DF, em vermelho a região administrativa do Paranoá, em verde a região administrativa de Planaltina . . . . .	87
Figura 28 – Unidades rurais significativas em geração de resíduos agrossilvopastoris	88
Figura 29 – Análise de sensibilidade do valor cambial frente ao Custo/Benefício . . .	97
Figura 30 – Análise de sensibilidade da taxa de juros frente ao Custo/Benefício e Custo Distribuído . . . . .	97

# Lista de tabelas

Tabela 1 – Passos e definições da hierarquia de gestão de resíduos, adaptada de (GHARFALKAR et al., 2015) . . . . .	35
Tabela 2 – Divisão do MSW em diferentes países e no Brasil quanto às principais categorias . . . . .	36
Tabela 3 – Tecnologias de conversão de calor residual em energia elétrica(VIKLUND; KARLSSON, 2015) . . . . .	48
Tabela 4 – Características de incineradores mais utilizados(LU, 2018) . . . . .	51
Tabela 5 – Projeção da população urbana, rural e total do DF para o período de estudo do PDGIRS (PDGIRS, 2015) . . . . .	64
Tabela 6 – Projeção e geração de resíduos por ano para o DF(PDGIRS, 2015) . . . . .	65
Tabela 7 – Resultados médios do tipo de resíduos na coleta convencional do DF (PDGIRS, 2015) . . . . .	66
Tabela 8 – Quantidade de resíduos agrossilvopastoris de origem orgânica produzidos no DF (PDGIRS, 2015) . . . . .	67
Tabela 9 – Energia líquida no processo de incineração de MSW . . . . .	74
Tabela 10 – Composição e valores totais depostos no aterro . . . . .	84
Tabela 11 – Poder calorífico inferior de cada tipo de material e poder calorífico inferior total do MSW deposto em aterro . . . . .	85
Tabela 12 – Produção de resíduos agrícolas e número de unidades significativas em Planaltina e Paranoá . . . . .	87
Tabela 13 – Produção de resíduos de pecuária e número de unidades significativas em Planaltina e Paranoá . . . . .	87
Tabela 14 – Composição estimada por tipo de resíduo . . . . .	89
Tabela 15 – Resultados de geração, energia recuperada e emissões para o caso A . . . . .	90
Tabela 16 – Emissão de $CH_4$ e $CO_{2eq}$ para a atual gestão de resíduos com aterro no DF . . . . .	90
Tabela 17 – Geração potencial de metano para o cenário B considerando queima completa . . . . .	91
Tabela 18 – Geração potencial elétrica para o cenário B considerando queima completa . . . . .	91
Tabela 19 – Redução potencial de emissão de $CO_2$ para o cenário B . . . . .	91
Tabela 20 – Cenário B possível . . . . .	91
Tabela 21 – Cenário B possível por tonelada de resíduo agrossilvopastoril produzido $[t/t_r]$ . . . . .	92
Tabela 22 – Valor do subproduto de venda de recicláveis para o cenário A . . . . .	93
Tabela 23 – Resumo dos subprodutos . . . . .	93

Tabela 24 – Resumo econômico para o cenário A . . . . .	93
Tabela 25 – Custo total de implantação e construção de biodigestor por modelo (CALZA et al., 2015) . . . . .	94
Tabela 26 – Componentes do investimento inicial, atualizado de (CERVI; ESPE- RANCINI; BUENO, 2010) . . . . .	94
Tabela 27 – Componentes para cálculo do Custo Distribuído e Custo/Benefício . . .	95
Tabela 28 – Geração anual, custo distribuído, custo/benefício e possível valor de venda de energia elétrica no cenário B . . . . .	95
Tabela 29 – Comparação final do Cenário A com o plano de manejo atual . . . . .	96
Tabela 30 – Comparação da instalação de novas UTMB . . . . .	96
Tabela 31 – Despesa anual para o cenário B . . . . .	99
Tabela 32 – Tabela de artigos por área principal . . . . .	123
Tabela 33 – Resultado final da classificação dos artigos pela metodologia Methodi Ordinatio . . . . .	133

# Lista de abreviaturas e siglas

BA	Bottom Ash, cinza de fundo
CNAE	Classificação Nacional de Atividades Econômicas
CHP	Combined Heat and Power, cogeração
CCHP	Combined Cooling, Heat and Power
DC	District Cooling
DCHP	Decentralized Combined Heat and Power, cogeração descentralizada
DH	District Heating, aquecimento urbano
DF	Distrito Federal
FFSD	Framework for Strategic Sustainable Development, método para desenvolvimento sustentável estratégico
GDF	Governo do Distrito Federal
GHP	Greenhouse Potential, potencial de aquecimento global
HGH	High Grade Heat
HGH <sub>i</sub>	High Grade Heat, industrialmente viável para captura
LGH	Low Grade Heat
LGH <sub>i</sub>	Low Grade Heat, industrialmente não viável para captura
MSW	Municipal Solid Waste, resíduo sólido urbano
PCI	Poder Calorífico Inferior
PDGIRS	Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
RDF	Refused Derived Fuel, combustível derivado de resíduo
RDO	Resíduos Sólidos Domiciliares
SRF	Solid Recovered Fuel, combustível sólido de resíduo
UTMB	Unidade de Tratamento Mecânico Biológico
WTE	Waste-To-Energy



# Sumário

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>25</b>
<b>1.1</b>	<b>Objetivos da pesquisa</b>	<b>25</b>
<b>1.2</b>	<b>Organização da pesquisa</b>	<b>26</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>27</b>
<b>2.1</b>	<b>Revisão sistemática</b>	<b>27</b>
2.1.1	A metodologia Methodi Ordinatio	27
<b>2.2</b>	<b>Economia circular</b>	<b>27</b>
2.2.1	Limites científicos da economia circular	30
2.2.2	Cidade circular	32
2.2.2.1	A necessidade do desenvolvimento de cidades circulares	32
2.2.2.2	Limitações das cidades circulares	33
<b>2.3</b>	<b>Waste-to-energy</b>	<b>33</b>
2.3.1	Meios de utilização de resíduos	34
2.3.1.1	Reutilização e Recuperação	37
2.3.1.2	Reciclagem	38
2.3.1.3	WTE	38
2.3.2	A divisão entre calor e resíduo físico	40
2.3.3	Uso do resíduo na forma de calor	44
2.3.3.1	A coleta do calor	44
2.3.3.2	O armazenamento do calor	44
2.3.3.3	Aquecimento e resfriamento urbano	45
2.3.3.4	Uso do calor na conversão em energia elétrica	46
2.3.4	Uso do resíduo na forma de matéria	48
2.3.4.1	Combustão direta - Incineração	50
2.3.4.2	Gaseificação	52
2.3.4.3	Pirólise	53
2.3.4.4	Biodigestão	54
2.3.4.5	Transformação de lignocelulose e fermentação	55
2.3.4.6	Produção biológica de hidrogênio	56
2.3.5	Cogeração	57
2.3.6	Limitações da implementação do WTE	58
2.3.7	Análise de cidades com implementação de WTE	58
2.3.7.1	Singapura	59
2.3.7.2	Amsterdã	59

2.3.8	Uso de resíduos para conversão de energia no Brasil . . . . .	60
<b>2.4</b>	<b>Uma comparação direta entre os tipos de tecnologias . . . . .</b>	<b>60</b>
<b>2.5</b>	<b>O contexto do Distrito Federal . . . . .</b>	<b>63</b>
2.5.1	O Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - PDGIRS . . . . .	63
2.5.2	A geração de resíduos no DF . . . . .	65
2.5.3	O processo atual de gestão de resíduos . . . . .	67
2.5.4	Demanda energética no DF . . . . .	69
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA . . . . .</b>	<b>71</b>
<b>3.1</b>	<b>Metodologia de revisão sistemática . . . . .</b>	<b>71</b>
<b>3.2</b>	<b>Avaliação da implementação de WTE . . . . .</b>	<b>72</b>
3.2.1	Análise de viabilidade técnica . . . . .	73
3.2.1.1	Viabilidade técnica da incineração para conversão de energia . . . . .	73
3.2.1.2	Cálculo de possível geração e emissão de um aterro para comparação . . . . .	75
3.2.1.3	Viabilidade técnica de biodigestão dos resíduos agrícolas e emissão de gases de efeito estufa . . . . .	76
3.2.2	Análise de viabilidade financeira . . . . .	77
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO E ANÁLISE . . . . .</b>	<b>79</b>
<b>4.1</b>	<b>Revisão sistemática . . . . .</b>	<b>79</b>
<b>4.2</b>	<b>Análise de viabilidade técnica da implementação de WTE no DF . . . . .</b>	<b>83</b>
4.2.1	Resíduos utilizáveis para WTE no DF . . . . .	83
4.2.2	Poder calorífico e potencial de conversão de energia dos resíduos . . . . .	84
4.2.3	Cenários de implementação de WTE no DF . . . . .	85
4.2.3.1	O cenário urbano . . . . .	85
4.2.3.2	O cenário rural . . . . .	86
4.2.4	Estimativa de caracterização dos resíduos rurais . . . . .	88
4.2.5	Resultados da conversão energética e emissões de gases de efeito estufa . . . . .	89
<b>4.3</b>	<b>Viabilidade econômica da implementação de WTE no DF . . . . .</b>	<b>92</b>
4.3.1	Cenário A . . . . .	92
4.3.2	Cenário B . . . . .	93
4.3.3	Discussão de resultados . . . . .	95
4.3.3.1	Cenário A . . . . .	95
4.3.3.2	Cenário B . . . . .	98
4.3.4	Importância do WTE no contexto inovador das cidades circulares . . . . .	99
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES . . . . .</b>	<b>101</b>
	<b>REFERÊNCIAS . . . . .</b>	<b>105</b>



---

	<b>APÊNDICES</b>	<b>121</b>
	<b>APÊNDICE A – PRIMEIRO APÊNDICE</b> . . . . .	<b>123</b>
<b>A.1</b>	<b>Tabela de referência de artigos por área de referência geral</b> . . . . .	<b>123</b>
	<b>APÊNDICE B – SEGUNDO APÊNDICE</b> . . . . .	<b>133</b>
<b>B.1</b>	<b>Resultado final da classificação dos artigos pela metodologia <i>Methodi</i> <i>Ordinatio</i></b> . . . . .	<b>133</b>



# 1 INTRODUÇÃO

Com a evolução do ser humano ao longo da história, o consumo global de energia subiu consideravelmente. Considerando somente o período de 1800 a 2012, o consumo global foi de cerca de 5000TWh para cerca de 160000TWh, um aumento de 32 vezes em pouco mais de 200 anos, como pode ser visto na figura (1). Com o aumento do consumo de energia, além de consequências benéficas, como o desenvolvimento econômico e o aumento do conforto humano ao longo do tempo, há também impactos diretos no meio ambiente.

Sendo o uso de combustíveis fósseis a principal causa da poluição antropogênica da atmosfera e emissão de gases do efeito estufa, o consumo crescente de energia tem por consequência o aumento do dióxido de carbono atmosférico. O aumento da concentração de  $CO_2$  causa a intensificação do efeito estufa, variação não uniforme de temperatura entre as zonas intertropicais, modificação do clima, entre outros.

Diversas iniciativas a nível global foram adotadas, como é o caso da agenda 2030, a qual foi adotada em 2015 pela Assembleia Geral das Nações Unidas, com o objetivo de guiar o desenvolvimento conjunto dos países.

Um dos pontos de importante análise dentro dessa problemática é a destinação e uso dos resíduos. Na atualidade, a maior parte dos resíduos urbanos acaba em aterros ou lixões de forma descontrolada, o que pode contaminar águas de superfície ou subterrâneas, além do solo e da emissão de gases do efeito estufa. Diante disso, diversos países adotaram com sucesso métodos de tratamento de resíduos utilizando preceitos da economia circular, como o Waste-to-Energy.

Nesse contexto, a aplicação do WTE é interessante, sendo necessário investigar a viabilidade da implementação do WTE no contexto brasileiro, mais especificamente para o Distrito Federal.

## 1.1 Objetivos da pesquisa

Como objetivo principal, essa pesquisa visa analisar o contexto do Distrito Federal no que diz respeito às melhores tecnologias de reutilização de resíduos como energia e propor cenários de utilização de WTE. Como objetivos específicos tem-se a realização de uma revisão sistemática que permita formar uma base teórica de referência, a análise de viabilidade técnica da utilização de WTE no cenário agroubano do DF e a análise econômica das tecnologias propostas na análise de viabilidade técnica.

O objetivo principal busca um sistema apoiado na economia circular, mais especifi-

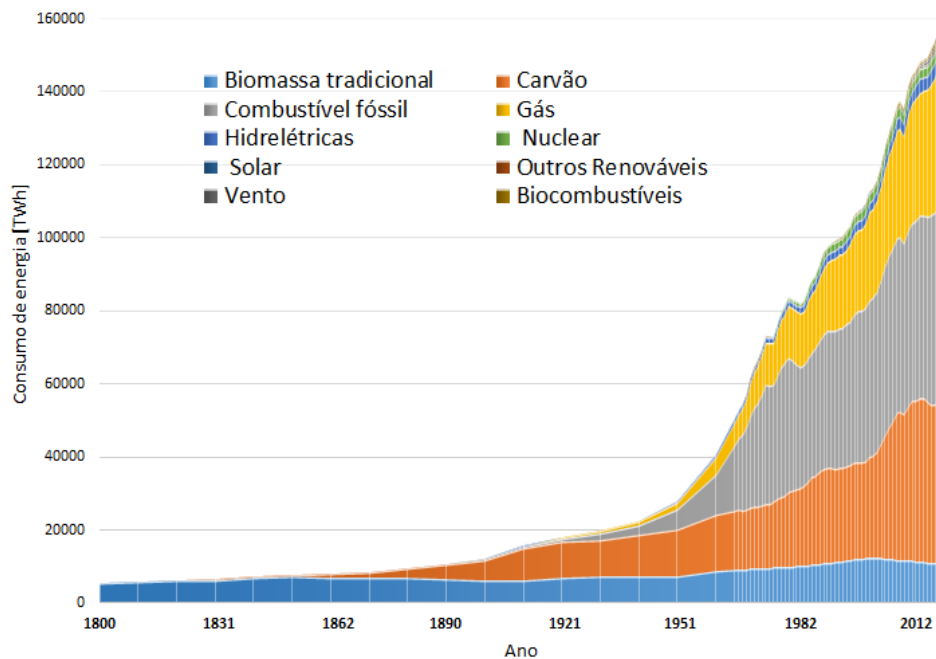


Figura 1 – Consumo global de energia primária por fonte, adaptada de(SMIL, 2017)

camente nas cidades circulares. Como objetivo secundário tem-se a análise da importância do WTE no contexto inovador das cidades circulares.

## 1.2 Organização da pesquisa

De início é apresentada uma revisão teórica geral acerca do tema, que utilizou três palavras chave para redução do escopo geral de revisão: "*Circular Economy*", "*Circular City*" e "*Waste-to-Energy*". A revisão busca ainda um desenvolvimento geral acerca das principais tecnologias utilizadas no contexto da recuperação de energia através de resíduos gerados pelas cidades, suas limitações e importância para as cidades circulares.

Em seguida, a metodologia é apresentada, consistindo em duas partes: a metodologia Methodi Ordinatio que foi utilizada para a revisão sistemática e a metodologia de escolha e análise das tecnologias de WTE selecionadas.

Posteriormente a análise das tecnologias é apresentada para incineração dos resíduos sólidos urbanos e biodigestão para os resíduos agrossilvopastoris.

Por fim, a importância do WTE no contexto das cidades circulares foi analisada.

## 2 Referencial teórico

Por ser um tema muito recente nas pesquisas, os termos "waste-to-energy", "economia circular" e "cidade circular", utilizados para a análise sistemática, não contam com uma definição bem estabelecida, existindo diversas iniciativas que buscam uma melhor definição desses termos (MURRAY; SKENE; HAYNES, 2017). Diante disso, a primeira etapa do referencial teórico busca definir uma análise sistemática e delimitar melhor os termos da pesquisa.

### 2.1 Revisão sistemática

É uma investigação planejada da literatura científica usando métodos sistemáticos para avaliar criticamente a relevância de estudos sobre uma questão claramente formulada, objetivando reduzir os possíveis vieses que podem ocorrer em uma busca não sistemática. O objetivo é responder uma pergunta bem formulada de forma imparcial.

#### 2.1.1 A metodologia Methodi Ordinatio

Uma vez que há grande volume de literatura disponível atualmente, é necessário qualificar os artigos em uma revisão bibliográfica sistematizada. Dada a grande importância do fator de impacto, do número de citações e do ano de publicação, concebeu-se a metodologia Methodi Ordinatio, que tem como base o modelo de Cochrane e a ProKnow-C.

A metodologia Methodi Ordinatio oferece uma análise de trabalhos baseada em fatores necessários para a pesquisa, permitindo ao pesquisador uma redução do volume de literatura a ser analisado ao mesmo tempo que auxilia a elencar os principais trabalhos que são indispensáveis dados seu fator de impacto, número de citações e ano de publicação.

### 2.2 Economia circular

O atual modelo de produção é predominantemente linear, ou seja, com uma matéria prima se produz um bem ou se realiza um serviço, sendo esse bem utilizado durante sua vida útil e posteriormente descartado, gerando resíduos, rejeitos e dissipando-se energia. Tal modelo interage diretamente com o meio ambiente, uma vez que pressupõe a contínua necessidade de matéria prima, geralmente recursos naturais, e descarte posterior na natureza. Com o aumento da produção e consumo há também o aumento da necessidade de recursos e geração de resíduos.

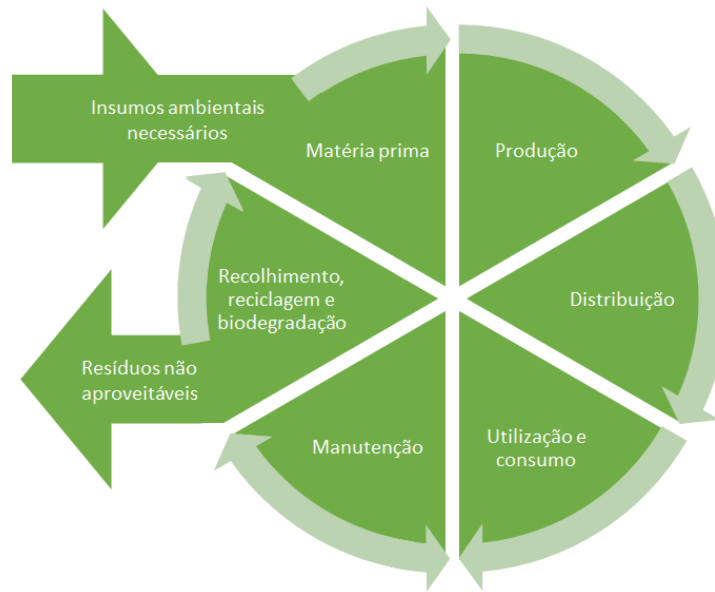


Figura 2 – Ciclo representativo do modelo de economia circular

Ao se tratar de um processo produtivo, este interage com o meio ambiente principalmente no tocante a entrada de matérias primas, saída de matéria e conversão ou necessidade de energia no processo. Com a intensificação do consumo per capita e o aumento populacional, a estimativa de quantidade de área necessária para suprir todos os bens e serviços usados pela população mundial ultrapassa em cerca de 50% a capacidade do planeta, sendo assim necessário 1,5 planetas para atender às necessidades atuais de forma contínua, no mínimo (IYENGAR L. JEFFRIES, 2014). Com isso, surge a proposta da ecologia industrial de espelhar-se em processos biológicos que possuem grande eficiência na ciclagem de materiais e energia, dando ênfase na reciclagem de resíduos e subprodutos do processo produtivo, minimizando o uso de recursos naturais ao adotar tecnologias mais limpas (AYRES, 2002)

A partir disso, a economia circular surge com a ambição de reformar o sistema linear e unidirecional do processo produtivo. Nesse sentido, os processos são reformulados de forma circular, no qual os recursos são primeiramente obtidos do ambiente, mas depois se tornam permanentemente reciclados na cadeia produtiva enquanto possível (BONCIU, 2014), como mostrado na figura (2). É importante ressaltar que esse processo deve ser feito em todo o sistema produtivo, existindo relação entre diversas indústrias, havendo uma simbiose industrial entre diversas atividades diferentes entre si, o que é mostrado na figura (3).

Além disso, é interessante salientar que a economia circular deve estar presente em todo o processo produtivo, reformulando produtos para que sejam mais duráveis, atualizáveis, permitindo uma manutenção facilitada, assim como sua reciclagem podendo ser feita pela mesma indústria ou de forma paralela e conectada. A maior diferença entre a economia linear e a circular é que os produtos da economia circular são projetados de

forma alongar seu ciclo de vida o máximo possível, possibilitando uma restauração ou reciclagem de forma mais fácil.

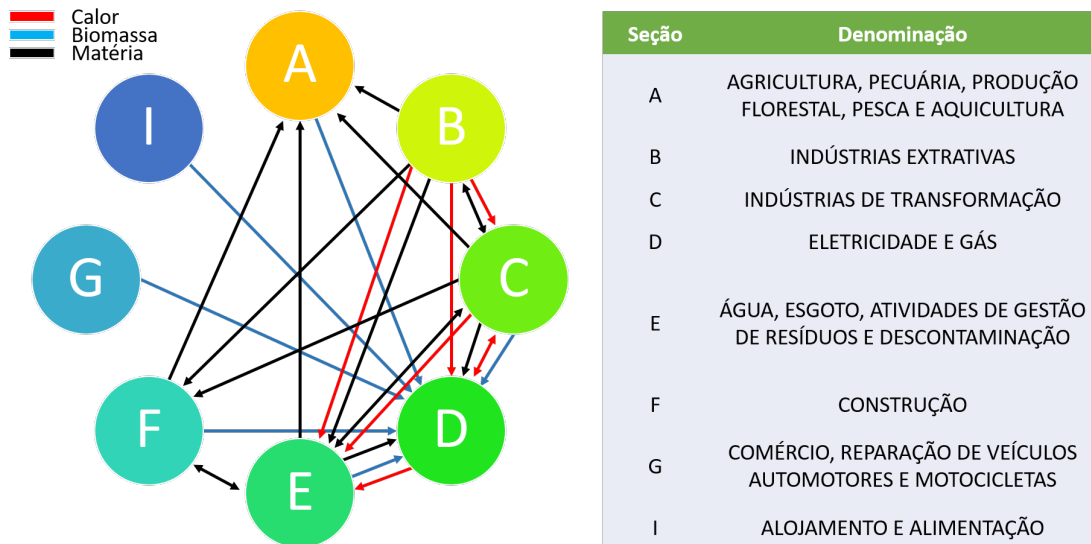


Figura 3 – Fluxos possíveis de resíduo entre as seções adotadas pelo CNAE (Comissão Nacional de Classificação - IBGE, 2021)

De acordo com o CNAE, a Classificação Nacional de Atividades Econômicas, adotada oficialmente pelo Sistema Estatístico Nacional do Brasil, há uma padronização de determinação de área de atuação da atividade empresarial, existindo 673 classes que são divididas em 285 grupos, agrupadas em 87 divisões que são alocadas em 21 seções. Ao considerar essas seções diversos fluxos de resíduos, como matéria, biomassa e calor podem ser aproveitados por uma seção específica, a depender de sua atividade e do resíduo disponível. Dentre as seções, verifica-se um fluxo possível de resíduos de acordo com a figura (3), na qual as principais indústrias com fluxos preferenciais entre si foram apresentadas.

Na figura (3), a qual representa os fluxos preferenciais de resíduos entre áreas de atuação empresarial, é possível observar de forma gráfica as relações entre áreas. Em vermelho, o fluxo de resíduo na forma de calor pode ser aproveitado, por exemplo, pela indústria de eletricidade e gás para conversão de energia ou pela indústria de transformação em processos que utilizem vapor, aquecendo caldeiras. Em azul, o fluxo de biomassa pode ser utilizado para conversão de energia, enquanto o fluxo de resíduo em forma de diversos tipos de matéria pode ser reciclado, por exemplo, pela indústria de transformação a partir da indústria extrativa ou em forma de fertilizantes pela agricultura através da indústria de construção. Os fluxos apresentados foram baseados em outras obras que fazem análises semelhantes para outros locais, mas com os mesmos produtos e indústrias (PAIHO et al., 2021).

### 2.2.1 Limites científicos da economia circular

O primeiro ponto a ser discutido é acerca dos limites termodinâmicos da economia circular. Baseado no trabalho de Georgescu-Roegen, um dos mais importantes desenvolvimentos na área da economia ecológica, os limites termodinâmicos estabelecem uma ligação entre os fluxos físicos da matéria e energia e o fluxo abstrato, que é representado pelo fluxo monetário que o acompanha. Um dos argumentos utilizados é a quarta lei de Georgescu-Roegen (GEORGESCU-ROEGEN, 1971), que argumenta sobre a impossibilidade de uma reciclagem completa, impossível até em teoria. De acordo com a lei, devido à segunda lei da termodinâmica, na qual a quantidade de entropia de qualquer sistema isolado termodinamicamente tende a incrementar-se com o tempo, reciclar sempre vai demandar energia e se tornará um processo incompleto, gerando resíduos. Com um processo incompleto há o aumento de entropia e diminuição da exergia. Uma vez que esses resíduos, tanto energéticos como materiais, estejam dissipados, é impossível recuperá-los, o que seria um processo extremamente caro em nível energético, mostrando assim que as iniciativas de zero resíduo e total reciclagem são incongruentes até na teoria.

Devido à entropia, como os processos na economia circular demandam o reúso, reciclagem e recuperação, em um nível final o processo se tornaria inquestionavelmente insustentável caso não haja controle acerca da escala na qual a economia se desenvolve. Por outro lado, alguns autores questionam a aplicabilidade da quarta lei de Georgescu-Roegen, uma vez que ela não contempla a possibilidade da terra receber um fluxo infinito de energia através do sol o que em teoria poderia ser utilizado para o controle da entropia (CONVERSE, 1997), uma vez que em termos humanos a energia vinda do sol será mais longa que a própria história humana.

Assim, em teoria, seria possível estabelecer um fluxo de reciclagem infinito, ainda que seja necessário uma enorme quantidade de trabalho para a recuperação da dissipação dada pelo aumento natural da entropia. Porém, ainda que se considere tais dificuldades, o modelo linear atual de produção e consumo se mostra muito pior no que diz respeito à geração de resíduo, trazendo a economia circular como um modelo mais sustentável após uma análise mais cautelosa da contribuição total do sistema que deseja-se implantar. Por exemplo, no caso da utilização dos resíduos de uma floresta, como gravetos e folhas secas, para conversão de energia substituindo o uso de combustíveis fósseis, grande parte do ciclo de nutrientes para o ecossistema seria prejudicado impactando negativamente no crescimento da floresta e na sua biodiversidade (KORHONEN, 2001). Além disso, tal processo iria requerer energia para o transporte, corte e utilização, por exemplo, além da produção do maquinário associado, o qual produziria mais resíduos e demandaria mais energia. Assim, a sustentabilidade dentro da economia circular deve ser analisada particularmente para cada caso (KORHONEN; HONKASALO; SEPPÄLÄ, 2018).

Outro ponto que enfraquece a proposta da economia circular é a existência dos



limites de espaço e tempo. Dado que um projeto de implementação de economia circular deve ser analisado através de sua contribuição líquida após a implementação do projeto e que essa contribuição deve ser feita observando um longo prazo (ROBERT et al., 2002), tentativas iniciais de análise de projetos visando o estabelecimento da economia circular eram baseadas somente em dados qualitativos, o que foi remodelado para termos quantitativos através do *Framework for Strategic Sustainable Development*, FFSD, uma metodologia de desenvolvimento sustentável estratégico, definindo fronteiras globais para a problemática. (ROBERT et al., 2002).

Um dos pontos criticados pelo FFSD é que os fluxos de materiais e energia atravessam qualquer barreira organizacional, administrativa e geográfica, trazendo o inconveniente da troca de problemas (KORHONEN, 2001). De modo que as indústrias possuem produção internacional atualmente, grandes problemas ambientais e sociais podem ser observados, tendendo a afetar de forma mais grave os países em desenvolvimento (WELFORD, 1998). Uma vez que grandes eficiências ecológicas foram alcançadas em uma análise local, a exportação dos produtos cria dificuldades no manejo de resíduos e cria problemas relacionados com o ciclo de vida (KORHONEN, 2001), uma vez que uma capacidade tecnológica inferior costuma ser observada nesses casos para o destino final do produto. É também visto que grandes impactos podem ocorrer longe da cadeia de produção e consumo do parque industrial analisado (MATTILA; PAKARINEN; SOKKA, 2010).

Com isso, o acesso a dados bem fundamentados para a análise da contribuição líquida acerca da sustentabilidade é dificultado, assim como a análise de uso de área e espaço do processo a ser analisado. Além disso, para todo processo realizado existem consequências de curto e longo prazo, as quais ainda são desconhecidos e podem ser observadas e analisadas em um futuro próximo ou nunca descobertas. (ROBERT et al., 2002). Assim, da mesma forma que existem interdependências entre espécies na natureza, é possível observar interdependências entre o fluxo de materiais e energia na economia e nos impactos ambientais e sociais, em um sistema complexo e dinâmico (KORHONEN; HONKASALO; SEPPÄLÄ, 2018).

Um exemplo acerca do problema da fronteira temporal é relacionado com a durabilidade de um produto. Uma vez que na economia circular o produto é desenvolvido para o ciclo de vida mais longo possível, reduz-se a necessidade de extração de recursos para a produção de novos produtos. Porém, além de não existir comprovação científica que o alongamento do ciclo de vida é benéfico quando se analisa a contribuição líquida, o uso prolongado de um produto mantém a utilização de um produto que geralmente é defasado tecnologicamente, com um custo energético maior. Desse modo, há um conflito entre a reutilização de um produto e a reciclagem deste.

Outra limitação que pode ser percebida é o paradoxo de Jevons. Com o aumento da eficiência de produção, o custo de produção tende a decrescer, o que geralmente também

reflete na redução do preço do produto final(MAYER et al., 2005). Com isso, tratando-se de um produto com curva de oferta e demanda minimamente elástica há um crescimento do consumo, gerando um crescimento da economia que compensa negativamente o ganho inicial que existiria com a melhoria da eficiência. Desse modo, como um ciclo de completa eficiência possivelmente não será alcançado em breve, e talvez nunca, o crescimento da escala da economia, ainda que dentro do conceito da economia circular, deve ser analisado quanto aos efeitos do paradoxo de Jevons, mensurando os impactos ambientais e energéticos líquidos.

Outro ponto a ser analisado diz acerca das políticas de proteção natural em países ricos, que podem surtir efeito contrário, uma vez que a produção inicialmente prejudicial pode ser realocada em países pobres. Além de somente deslocar a produção, a realocação pode levar a uma redução da interação entre os territórios no que diz respeito à biodiversidade, levando a prejuízos na biodiversidade do país adotante de políticas de proteção, uma vez que o ecossistema global é em si interdependente (MAYER et al., 2005).

## 2.2.2 Cidade circular

É interessante pontuar de início que o estabelecimento do termo "cidade circular"é pouco usado no desenvolvimento de pesquisas brasileiras, possivelmente devido à grande disponibilidade de terra no território brasileiro, o que não fomenta a discussão de melhor utilização da área, além da discussão acerca dos resíduos produzidos não ser tão frequente. O desenvolvimento do conceito de cidade circular ainda não contempla uma ideia bem estabelecida, uma vez que o uso do termo é bem mais relacionado ao fomento à ideia de economia circular dentro do contexto urbano de uma cidade e do desenvolvimento sustentável(MARIN; MEULDER, 2018). Porém, para uma melhor definição da busca da pesquisa, o termo "cidade circular" aqui atribuído será relacionado à ideia de uma cidade que busca implantar o modelo da economia circular, visando um desenvolvimento econômico que contemple a menor geração de resíduos não aproveitáveis possível, buscando por todas as tecnologias possíveis para obter a melhor eficiência possível dentro das especificidades de tal cidade. Um ótimo exemplo é a cidade de Amsterdã, na Holanda, que conseguiu feitos impressionantes no desenvolvimento da economia circular(GRAVAGNUOLO; ANGRISANO; GIRARD, 2019).

### 2.2.2.1 A necessidade do desenvolvimento de cidades circulares

Em uma análise preliminar, é possível que uma mudança no parque industrial possa ser mais efetiva para a redução do impacto gerado pela produção de resíduos, uma vez que com recursos financeiros limitados é interessante definir prioridades. Porém, com as cidades consumindo acima de 60% dos recursos globais, produzindo cerca da metade dos resíduos e sendo responsável pela emissão de cerca de 75% dos gases de efeito estufa,

se torna imperativa a transição do modelo linear atual nas cidades para a mitigação de tais consequências negativas(P; SWILLING, 2012). Ainda nesse sentido, com a estimativa da ONU de que cerca de 66% da população mundial vá viver em cidades até o ano de 2050(ONU, 2014), sendo a necessidade de recursos o triplo da oferecida até o ano de 2030(SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012), se torna ainda mais fulcral o estabelecimento de novas diretrizes para o funcionamento das cidades, sendo o desenvolvimento de cidades circulares uma possível solução para a problemática apresentada.

Ainda nesse viés, o ecossistema natural está diminuindo em tamanho e em volume. Mensurando através da área de terra que permite a vida humana sem grandes modificações, a área de terra disponível está diminuindo rapidamente, uma vez que desertos estão se expandindo, o nível do mar está aumentando, a população é crescente e o consumo por pessoa está também se elevando, e para isso o gado e plantações devem também se tornarem maiores, além do prejuízo para a biodiversidade(BROWN, 2006). Com isso, aumenta a urgência em escolher uma iniciativa que permita mitigar os impactos do desenvolvimento.

#### 2.2.2.2 Limitações das cidades circulares

Além das limitações observadas para o desenvolvimento da economia circular, alguns problemas no desenvolvimento específico relacionado à implantação da economia circular em cidades podem ser observados. De início, a delimitação de fronteiras no contexto da definição de um complexo urbano pode ser observado, uma vez que uma cidade sozinha não conta com independência suficiente para se auto-sustentar(BLASSINGAME, 1998). Outro ponto interessante é a dependência da participação dos cidadãos de cada cidade e sua percepção acerca dos modelos implementados, uma vez que grande parte das ações para o estabelecimento de maior grau de sustentabilidade estão baseadas no consumo, feito por tais cidadãos(DAVIDESCU; APOSTU; PAUL, 2020), como a aquisição de painéis fotovoltaicos individuais, reutilização de água, utilização de transporte público, uso de *sharing*, separação de resíduos, entre outros.

Desse modo, a mudança mais significativa e simples que pode ocorrer em primeiro momento é relacionada com a implementação de tecnologias que iniciem o aproveitamento dos resíduos para algum fim, como a conversão de energia. Para a implementação de WTE, é necessária uma análise das tecnologias disponíveis e procurar o melhor custo/benefício de desenvolvimento.

## 2.3 Waste-to-energy

*Waste-to-energy*, WTE, ou "resíduo para energia" se refere a um grupo de tecnologias utilizadas para a recuperação de resíduos, visando recuperação energética. Essa

recuperação energética pode ser feita na forma de calor, eletricidade ou produção de combustíveis, como o biogás.

Para a definição de como o resíduo será utilizado, como WTE ou outra tecnologia, é inicialmente necessário caracterizar o tipo de resíduo. Em uma caracterização geral acerca dos resíduos, há uma hierarquia, que será explorada inicialmente.

Para a caracterização dos resíduos é necessário estudar a natureza dos resíduos, classificando-os da melhor forma possível. Com a caracterização dos resíduos, caso seja mais interessante utilizar WTE, deve-se verificar qual a melhor tecnologia de WTE para a situação específica analisada.

É interessante ainda estudar locais os quais implementaram WTE, quais premissas foram utilizadas e quais experiências podem ser aproveitadas ao analisar outro caso.

### 2.3.1 Meios de utilização de resíduos

Tomando como exemplo as maiores iniciativas no que diz respeito ao tratamento de resíduos, em sua maioria na Europa, a principal diretriz no que diz respeito aos meios de utilização dos resíduos é dada pela WFD2008. Ela estabelece uma hierarquia em relação aos processos de reutilização de resíduos, a qual se baseia em estratégias introduzidas desde 1975 na Europa, sendo posteriormente refinada pela legislação europeia em 1989 (UNION, 2009). Ainda que a WFD2008 seja criticada em alguns pontos (PRICE; JOSEPH, 2000), pode ser aproveitada em uma análise geral, uma vez que quanto menos processos envolvidos menores devem ser as irreversibilidades e perdas energéticas não recuperáveis no que diz respeito ao trabalho útil.

A partir da hierarquia estabelecida, dada pela figura (4), pode-se fazer uma análise de cada ponto principal, visando melhor estabelecer o significado de cada ponto e definir melhor as situações nas quais o WTE é preferível. Para a análise da hierarquia da utilização de resíduos é organizada uma matriz a qual define os termos de acordo com uma análise aprofundada das diretrizes (GHARFALKAR et al., 2015), que pode ser observada na tabela (1).

É também interessante pontuar de forma geral a característica do resíduo produzido no contexto urbano, uma vez que suas características influem diretamente em qual passo da hierarquia de tratamento de resíduos se é analisada a problemática. De início observa-se que a composição e a quantidade de resíduos no perímetro urbano, conhecido como resíduo municipal sólido, MSW, varia de acordo com alguns fatores, como o nível de desenvolvimento, normas culturais, localização geográfica, fontes de energia e clima (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). De forma geral, o MSW pode ser categorizado em vários tipos, porém há uma divisão maior relacionando resíduos orgânicos e os resíduos de reciclagem mais comum, como papel, plástico, vidro e metal (PAN et al., 2015),



Figura 4 – Hierarquia da utilização de resíduos(UNION, 2009)

Tabela 1 – Passos e definições da hierarquia de gestão de resíduos, adaptada de (GHARFALKAR et al., 2015)

Passo	Definição da WFD2008	Exemplo de aplicação
Prevenção	Medidas tomadas para que não haja produção de algum tipo de resíduo.	Mudança em design de produto ou tecnologia.
Redução	Iniciativas para a redução de produção de resíduos.	Aumento do ciclo de vida de produto ou eficiência do processo.
Reutilização	Retorno do resíduo para utilização ou entrada em processo produtivo.	Entrada do resíduo em outra indústria ou utilização do resíduo por um consumidor.
Recuperação	Manutenção de resíduo para que ele possa ser novamente utilizado.	Manutenção de produto que seria descartado como resíduo.
Reciclagem	Processamento de resíduo, alterando sua forma físico-química, permitindo sua utilização como insumo em outro processo.	Processamento de latas de alumínio para reutilização na indústria do alumínio puro.
WTE	Utilização do resíduo como energia, seja na forma de calor ou energia elétrica.	Combustão de biomassa para aquecimento residencial.
Descarte	Situação na qual não é possível nenhuma recuperação.	Incineração de resíduos hospitalares.

sendo também incluídos os resíduos comerciais, médicos e da construção civil em outras análises mais específicas (SAHA; ROY, 2011).

Em relação à divisão e caracterização do MSW, pode-se observar na tabela (2) a composição do MSW em alguns países de diferentes culturas no que diz respeito à gestão de resíduos e o Brasil, baseada em dados obtidos por diferentes autores (TALEB; AL FAROOQUE, 2021)(ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017).

Tabela 2 – Divisão do MSW em diferentes países e no Brasil quanto às principais categorias

País	Composição por proporção [%]					
	Orgânico	Papel	Plástico	Vidro	Metal	Outros
Egito	60	10	12	3	2	13
Austrália	47	23	4	7	5	13
Estados Unidos	25	34	12	5	8	16
França	32	20	9	10	3	26
Alemanha	14	34	22	12	5	12
Japão	26	46	9	7	8	12
Canadá	24	47	3	6	13	8
Brasil	52	13	13	2	3	17

Porém, de modo geral, a hierarquia no que tange o tratamento de resíduos não contempla todas as situações possíveis. Além disso, a passagem de passos dentro da hierarquia não deve ser analisada somente quanto ao esgotamento de possibilidades dentro do passo referido, mas deve ser analisada de forma científica e econômica, uma vez que um grande investimento em prevenção de resíduos, por exemplo, pode não ser a melhor opção frente a boas medidas quanto a reutilização do resíduo no processo produtivo. Diante disso, é interessante caracterizar, mesmo que de forma geral, como essa hierarquia pode ser aplicada e os processos principais no escopo da cidade circular, ou seja, reutilização, recuperação, reciclagem e WTE.

Além disso, em uma análise de ciclo de vida, é possível concluir que os impactos do tratamento dos resíduos provenientes do MSW depende intrinsecamente das condições locais e da composição dos resíduos, sendo a eficiência de recuperação de energia e a diminuição de emissões os fatores mais estudados (LAURENT et al., 2014).

De forma quantitativa, a maior parte dos dados que podem ser obtidos atualmente quanto aos meios de utilização dos resíduos se referem à Europa, uma vez que esta traz metodologias e fomentos pioneiros no que diz respeito ao tratamento de lixo. É possível observar na figura (5), por exemplo, como foi a divisão das áreas gerais de tecnologia para o tratamento de resíduos. É interessante pontuar que no período apresentado, o ano de 2015, existia uma distinção entre as grandes áreas mostradas, reciclagem, compostagem e digestão; descarte e WTE, o qual se referia basicamente à incineração dos resíduos sem recuperação de energia líquida no processo, o que é abordado de forma diferente na presente pesquisa.

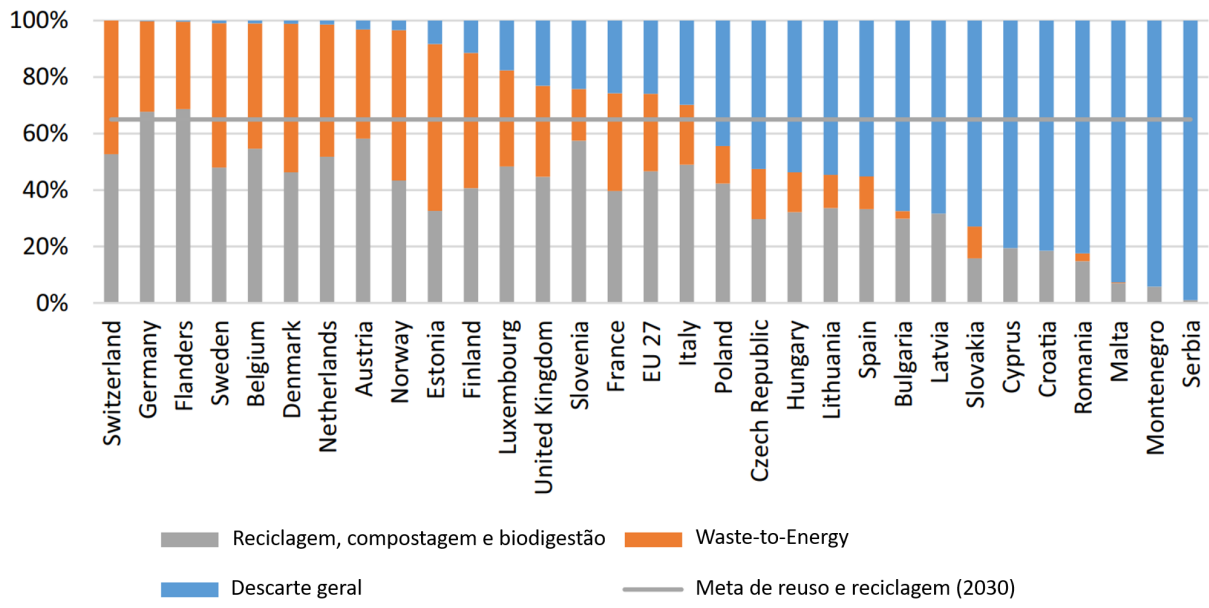


Figura 5 – Tratamentos de MSW em países da União Europeia em 2017(UE, 2017)

### 2.3.1.1 Reutilização e Recuperação

No que diz respeito à reutilização de resíduos no contexto da economia circular, diversos estudos podem ser encontrados em busca de uma melhor análise acerca dos impactos de melhorias no desenvolvimento de produtos para favorecer uma contínua utilização(MARKE et al., 2020), como no prolongamento do ciclo de vida, que pode impactar negativamente a eficiência líquida de uma cidade, uma vez que mantém uma tecnologia que conta com uma eficiência inferior a novas tecnologias(KORHONEN; HONKASALO; SEPPÄLÄ, 2018).

Por outro lado, a implementação de políticas de reutilização, principalmente no contexto de produtos eletrônicos, é identificada como fulcral no desenvolvimento de uma cidade circular. Com o consumo colaborativo, plataformas de *sharing* e transformação de produtos em serviços há um aumento líquido da eficiência do produto (TUKKER, 2004)(LACY et al., 2014).

No que diz respeito à recuperação dos resíduos, trata-se do processo de manutenção do resíduo para que ele possa ser novamente utilizado, geralmente em se tratando de produtos que voltariam para o consumidor. De outro modo, em se tratando de matéria de forma mais geral, pode-se utilizar algum processo químico para o retorno ao processo produtivo. Um exemplo é a recuperação de resíduos na construção civil que possibilita a reutilização de resíduos da indústria de cerâmica para a produção de argamassa (COIMBRA; SANTOS; MORELLI, 2002).



### 2.3.1.2 Reciclagem

De início, é apontado de forma clara que a qualidade dos materiais obtidos através da reciclagem é geralmente inferior à qualidade dos materiais puros, sendo possível a substituição de tais materiais no ciclo produtivo somente por matéria prima não reciclada, sendo irreal o favorecimento da reciclagem frente a outros métodos, como o WTE, em diversos casos nos quais haja uma necessidade de grande qualidade dos materiais (RIGAMONTI et al., 2018). É mostrado ainda que em locais nos quais há uma melhor separação do MSW há um melhor aproveitamento dos materiais reciclados.

De forma geral, a reciclagem é mostrada como um processo geralmente superior na hierarquia em relação ao WTE, porém há diversas situações nas quais o resíduo contém uma quantidade significativa de conteúdo energético, sendo preferível a aplicação de uma tecnologia de WTE (MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012). É mostrado ainda que em situações específicas, como para papel, vidro, aço e alumínio, há um melhor aproveitamento energético e diminuição do impacto ambiental quando a reciclagem é utilizada. Ainda nesse sentido, a forma como resíduo é tratado em cada localidade varia de acordo com as condições socio-econômicas, a preocupação com a condição ambiental e a disponibilidade e custo de terreno (CANEGHEM et al., 2019).

Ainda nesse sentido, é possível observar na figura (5) que os países com uma maior proporção de reciclagem também contam com uma grande proporção de WTE, sendo então atividades complementares e compatíveis, as quais formam um sistema de tratamento de resíduos moderno e confiável quando baseado em ambos, WTE e reciclagem. Também é dito que em uma situação ideal só se utiliza WTE em resíduos que foram totalmente aproveitados pelos métodos de hierarquia superior, resíduos não recicláveis por alguma motivação, não existindo assim nenhuma concorrência entre os métodos (CANEGHEM et al., 2019).

### 2.3.1.3 WTE

Sabendo que o processo de WTE e a reciclagem são complementares, pode ainda surgir uma falsa impressão sobre a importância do WTE, dada a sua posição na hierarquia do tratamento de resíduos, mostrada na figura (4).

Em plantas que utilizem WTE, há uma consequente produção de gases poluentes, como  $SO_2$ ,  $NO_x$  e CO, além de matéria particulada. Porém, em comparação com plantas termelétricas, que utilizam combustíveis como carvão e outros combustíveis sólidos, há uma clara emissão em menores valores pelas plantas que utilizam WTE, guardadas as devidas proporções de geração. Além disso, há grande preocupação com a redução de gases poluentes, utilizando-se equipamentos de redução do  $NO_x$ , neutralização de gases ácidos, filtração de poeira, absorção de mercúrio, entre outros sistemas (CANEGHEM et



al., 2012). Como resultado, a emissão de poluentes pelas plantas de WTE é inferior à conversão comum de energia.

Em outra análise, o WTE permite uma recuperação de material após a combustão, como os resíduos inorgânicos derivados da queima dos resíduos, pedras, vidro, metais, entre outros presentes nas cinzas de fundo (BA-*Bottom Ash*), maior resíduo da incineração de resíduos. Os metais, retirados do BA, são a parte mais valiosa do BA, sendo possível a sua reciclagem, sendo ainda possível a utilização do BA como componente do concreto, substituindo em parte a areia e cimento, existindo um grande potencial para sua utilização, uma vez que a produção de cimento, somente na União Europeia em 2018 chegou a 170Mt(CANEGHEM et al., 2016).

Por outro lado a utilização de WTE pode ser feita de forma simplificada em diversas aplicações, como a conversão de energia a partir de ciclo Rankine, a geração de vapor de baixa pressão como um recurso para indústria ou cogeração, CHP, e a produção de vapor em alta temperatura(GREEF; VERBINNEN; CANEGHEM, 2018). Desse modo, há possibilidade de utilizar os resíduos produzidos localmente, principalmente em locais com uma alta demanda de aquecimento, como Viena e Paris. Nesses locais, utiliza-se redes de aquecimento baseadas em incineradores próximos à cidade, evitando o transporte de resíduos por longas distâncias (CPCU, 2018).

Formas alternativas do WTE, como a gaseificação e a pirólise, podem aumentar a eficiência do processo em relação a uma combustão simples, uma vez que o gás produzido pode ser utilizado para a conversão de energia com uma maior eficiência. Porém, é necessário um tratamento dos resíduos e do gás produzido, o que leva a uma maior complexidade para o processo, reduzindo sua utilização frente à incineração (QUICKER et al., 2017).

Por fim, no que diz respeito ao contexto econômico da implementação de um sistema WTE, de forma geral, poucos estudos gerais podem ser encontrados, sendo mais fácil uma busca por locais específicos, já que existem diversos fatores que influem em uma análise econômica da implementação de uma planta de WTE. Em uma análise mais geral, uma planta de tamanho médio pode gerar uma economia de recursos de até 20 milhões de euros durante 15 anos, com *payback* de em média 4 anos, em uma cidade geral europeia(CAPUTO; PELAGAGGE, 2001). Em outra análise, com diferentes fatores envolvidos, uma planta chinesa que utilize WTE pode contar com uma taxa de rentabilidade de até 13%, com *payback* em um período de 12 anos, baseado nas taxas chinesas à época do estudo feito (ZHAO et al., 2016), sendo afirmado ainda que se trataria de um investimento de alta robustez.

Outro ponto de análise fundamental é a disponibilidade de resíduos. Enquanto países desenvolvidos como Japão, Suécia, Bélgica e Dinamarca reutilizam resíduos sólidos em grande quantidade, chegando a 90% de todo resíduo produzido(UE, 2017), nem todo

o resíduo sólido é recolhido em países como a China, Índia e Brasil, com quase 90% de seus resíduos sendo destinados a lixões e aterros(IGBE, 2017c). Ainda nesse sentido, estimando-se que cada tonelada de MSW depositado possa gerar entre 160m<sup>3</sup> e 250m<sup>3</sup> de biogás em uma proporção de aproximadamente 55% CH<sub>4</sub> e 44% CO<sub>2</sub>, verifica-se que uma tonelada de MSW possa produzir de 88m a 138m de CH<sub>4</sub>(LINO; ISMAIL, 2011). Desse modo, com a produção de mais de 200 mil toneladas de MSW diários no Brasil(IGBE, 2017c), é possível uma produção de até 70 milhões de metros cúbicos de CH<sub>4</sub> por dia. Considerando ainda que o metano conta com 21 vezes o potencial de aquecimento global, a queima do metano gerado poderia reduzir em mesma escala o potencial de aquecimento global brasileiro. A redução através da substituição da matriz instalada pode gerar até 140 GWh por dia, 16% de toda a matriz energética brasileira (LINO; ISMAIL, 2011)(EPE, 2016).

### 2.3.2 A divisão entre calor e resíduo físico

Dada a definição de WTE, a transformação de um resíduo em energia geralmente é o ponto a ser abordado. Porém, uma das formas de resíduo produzida em um processo industrial já é uma forma de energia, o calor. Por outro lado, o método de utilização depende das suas características, como mencionado anteriormente. Desse modo, para uma análise completa é necessário caracterizá-lo antes de definir-se como este será utilizado, sendo assim necessária uma divisão de classes para o resíduo que pode ser utilizado como energia.

De início, é possível identificar duas formas distintas de resíduo, físico e na forma de energia, o calor. Ainda que o objetivo da utilização do resíduo seja a conversão de energia, o recebimento de um resíduo na forma de calor diretamente não é sempre benéfico, uma vez que a necessidade de calor geralmente não está próxima da geração de calor de forma residual, como o caso de uma indústria de produção de coque(AYRES, 2009). No caso apresentado por (AYRES, 2009), de uma indústria de produção de coque, existe uma indústria vizinha que utiliza o resíduo produzido, calor, na conversão de energia, chegando a uma produção de 90 MW no ano de 2005. A conversão de energia corresponde a quase 60% de toda energia de matriz fotovoltaica produzida nos EUA no mesmo ano(AYRES, 2009). Por outro lado, grande parte do resíduo na forma de calor, de forma geral, é de baixa temperatura, sendo dissipado de forma descentralizada em veículos, equipamentos eletrônicos, iluminação, entre outros, não sendo possível sua utilização para a conversão de energia. Porém, é possível a sua utilização, em alguns casos, para o aquecimento de edificações no geral, caso no qual geralmente utiliza-se combustível fóssil ou biomassa (AYRES, 2009).

De forma geral, diversos estudos mostram grandes benefícios para a recuperação de calor, afirmando que existe ainda um grande potencial ainda não explorado para a

área (BROBERG et al., 2012). É ainda necessária uma análise do tema mais aprofundada, para que se identifique as implicações de forma holística acerca do contexto de reutilização do resíduo, geralmente industrial, para aquecimento e conversão de energia (VIKLUND; KARLSSON, 2015).

A outra forma de resíduo gerado é a matéria, de forma geral. Essa matéria, após o processo de hierarquia de tratamento de resíduo, pode ser processada a partir de diversas tecnologias para a geração de calor, que pode ser utilizado para a conversão de energia elétrica. É interessante ainda mencionar que esse processamento pode e deve ser feito de acordo com a demanda energética, uma vez que grande parte desses processos podem gerar combustíveis armazenáveis, criando assim uma reserva de energia que pode ser utilizada em um momento de pico de demanda ou transportado para outra localidade.

Em suma, os tipos mais gerais de resíduos podem ser observados na figura (6), a qual mostra de forma sintetizada como os resíduos utilizáveis por WTE podem ser divididos. Uma vez que o fim da utilização da matéria é a geração de calor, observa-se ainda uma tendência à diminuição da eficiência do processo com o aumento de passos intermediários, uma vez que a matéria conta com uma exergia que decresce com a adição de processos, os quais contam com perdas energéticas dadas pelo natural aumento da entropia.

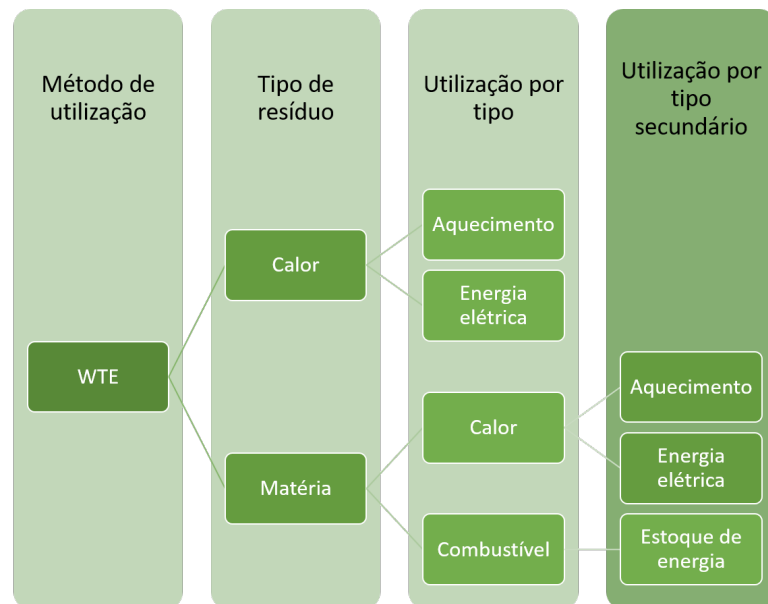


Figura 6 – Meios de utilização por tipo de resíduo

Quanto à matéria propriamente dita, há ainda uma interessante divisão a ser feita, uma vez que as tecnologias utilizadas, se for possível a utilização da matéria, dependem diretamente das características do resíduo, assim como a eficiência e viabilidade da utilização do resíduo para conversão de energia.

De início, surge a natural divisão entre resíduo orgânico e não orgânico, sendo

ainda possível uma divisão entre perecíveis, não perecíveis, degradáveis e não degradáveis, utilizada na maior parte das análises como ponto inicial (GABR; VALERO, 1995), mostrado de forma sintética na figura (7). Outra forma de classificação comum no Brasil pode ser observada na tabela (2).

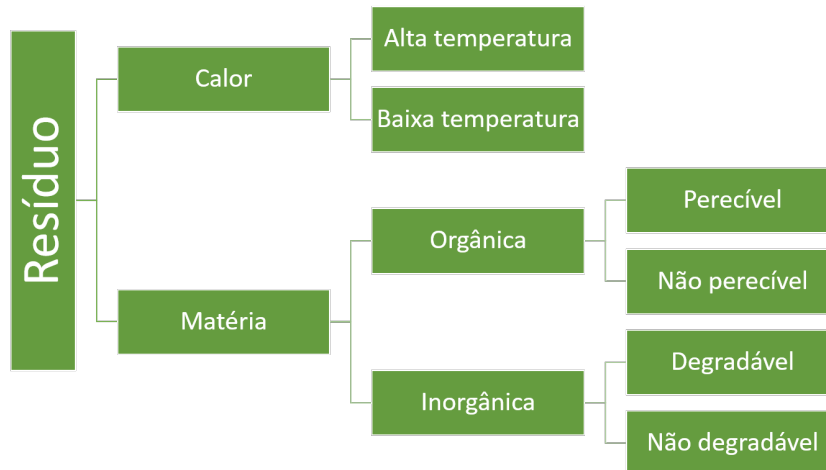


Figura 7 – Tipos de resíduos em uma divisão inicial

Para uma análise aprofundada é necessário fazer distinção dos componentes dentro de cada grupo, definindo fatores como formato, capacidade calorífica, componentes e elementos e suas concentrações, compressibilidade, potencial de degradação, entre outros (DIXON; LANGER, 2006). Buscando mais pontos de vista, observa-se a divisão europeia para os tipos de resíduo, com diversos grupos de caracterização, inclusive em relação à nocividade do resíduo, nas figuras (8) e figura (9).

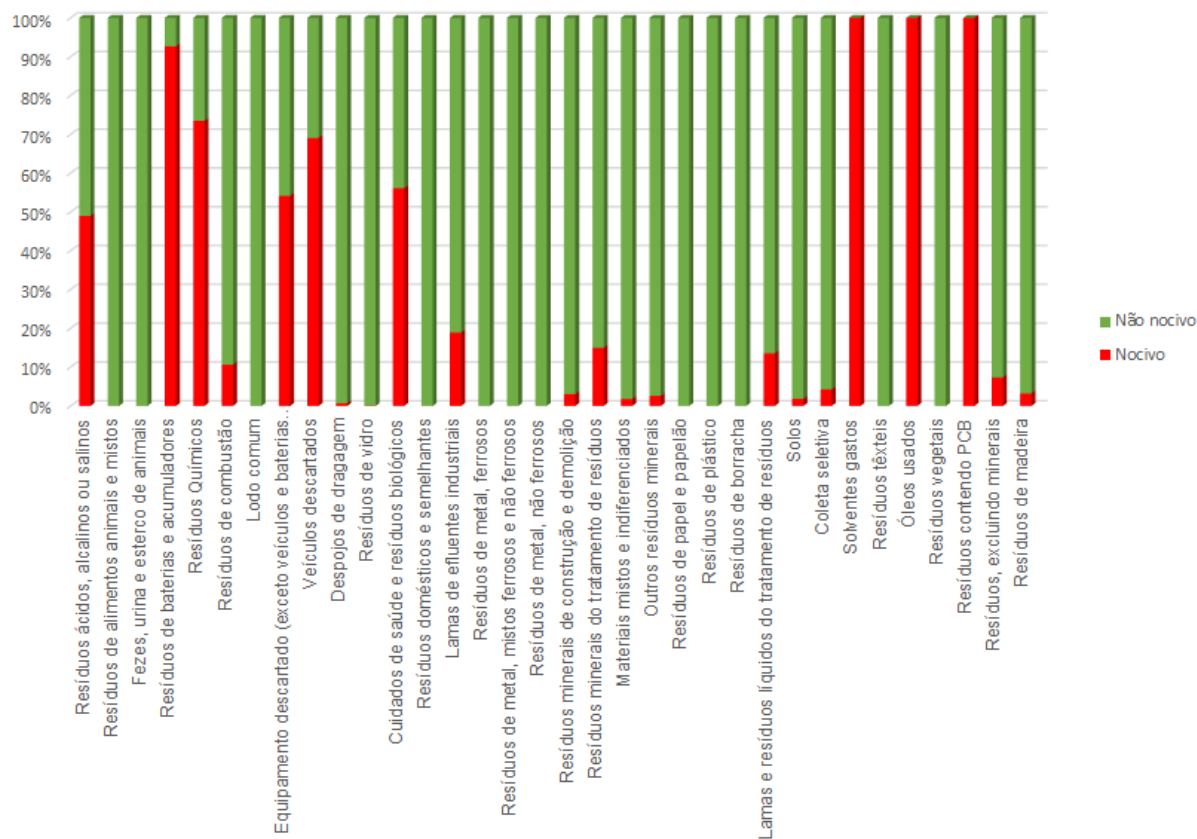


Figura 8 – Nocividade percentual de resíduo por tipo de resíduo na União Europeia(UE, 2017)

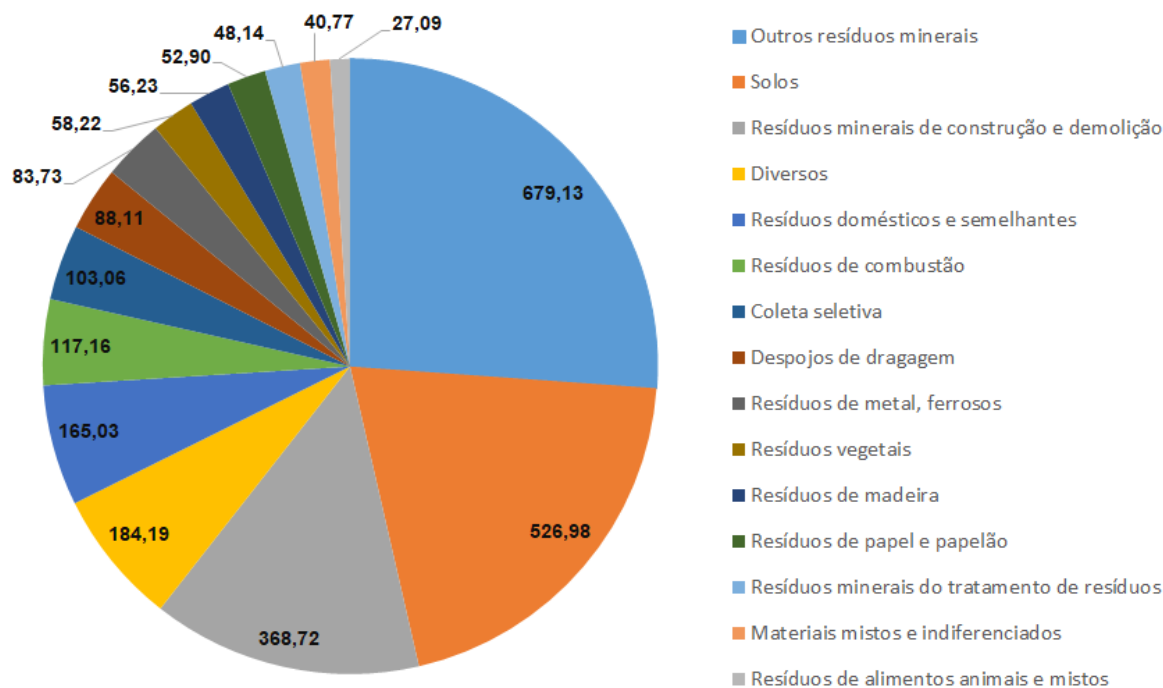


Figura 9 – Geração de resíduos na União Europeia por tipo de resíduo em milhões de toneladas(UE, 2017)

### 2.3.3 Uso do resíduo na forma de calor

Para uma melhor definição do uso de calor, é interessante verificar ainda os termos principais utilizados, *High Grade Heat*, HGH, e *Low Grade Heat*, LGH, que são extensivamente usados na literatura. De forma geral, HGH é definido em temperaturas acima de 923K, sendo normalmente utilizado em processo de recuperação, enquanto o LGH conta com baixos valores de temperatura, sendo possível sua utilização, mas de forma mais rara, contando em média com 66% do calor residual gerado (HADDAD et al., 2014). Outros autores se referem ao HGH como o calor viável para a captura em processos industriais, enquanto o LGH é definido como o calor que é rejeitado ao ambiente, (AMMAR et al., 2012) os quais serão chamados HGHi e LGHi nessa pesquisa.

#### 2.3.3.1 A coleta do calor

De início, a coleta do calor se faz parte importante, uma vez que torna acessível o uso do que está sendo descartado. A primeira tecnologia a ser utilizada são os trocadores de calor, utilizados para a troca de calor entre dois fluidos, geralmente utilizado quando a fonte de calor é corrosiva e tóxica, como por exemplo na troca de gases de exaustão para água. Desse modo, é possível utilizar o calor quando este é demandado de forma líquida, como para o aquecimento urbano (*District Heating*), DH, ou sistemas de conversão de energia elétrica (CENGEL; TURNER, 2012).

Outra forma de coleta do calor é por meio das bombas de calor, utilizadas para transferir calor de um meio mais frio para um meio mais quente através da utilização de trabalho. É comercialmente viável de utilizar o LGH, podendo transformar LGHi em HGHi, principalmente em aplicações industriais. Existe uma grande quantidade de esforço no desenvolvimento de novas tecnologias que aumentem a eficiência das bombas de calor (CENGEL; TURNER, 2012).

#### 2.3.3.2 O armazenamento do calor

Uma vez que o fluxo de calor gerado como resíduo, assim como a demanda de calor, podem ser processos intermitentes, a utilização de tecnologias que permitam o armazenamento do calor são fundamentais, existindo três tipos principais de armazenamento de calor, na forma sensível, latente e química.

Na forma sensível, o armazenamento após a coleta do calor busca elevar a temperatura do fluido em relação à sua temperatura padrão, podendo ser armazenado de forma fluida ou sólida, incluindo diversos tipos de materiais, como sais e óleos. Sendo uma forma muito simples de armazenamento, é também a forma mais barata e mais bem desenvolvida, porém conta com uma pequena capacidade de armazenamento (CENGEL; TURNER, 2012). No contexto das cidades circulares, principalmente no Brasil, o armazenamento de forma sensível do calor é parte fulcral, uma vez que grande parte do gasto

energético é feito por chuveiros elétricos(ANEEL, 2008), podendo haver uma substituição por métodos que utilizem tecnologias como *boilers*.

Na forma de armazenamento latente utiliza-se um material com mudança de fase em temperatura dentro dos limites de trabalho do sistema. Em comparação com sistemas de armazenamento de calor sensível, a forma latente tem a vantagem de armazenar o calor em alta densidade, dado o alto calor latente nas mudanças de fase quando comparado com o calor sensível, além da natureza isotérmica do processo latente. De forma geral, o processo consiste em fornecer calor a um material, gerando uma mudança de fase e armazenando calor(FARID et al., 2004).

Por fim, a forma química de armazenamento utiliza reações endotérmicas, enquanto sua liberação é feita na forma reversa, em reação exotérmica, sendo utilizado comumente a amônia. É também a forma de armazenamento com maior densidade energética. Enquanto a forma sensível de armazenamento é considerada uma tecnologia já definida, o armazenamento latente e o armazenamento químico ainda encontram-se em fase de pesquisa (VIKLUND; KARLSSON, 2015).

### 2.3.3.3 Aquecimento e resfriamento urbano

O aquecimento urbano, *District Heating*, *DH* é um sistema centralizado de aquecimento de edificações que utiliza calor proveniente de uma fonte central. A energia térmica para o DH pode ser obtida de diversas formas, como a combustão em equipamentos de cogeração ou através do resíduo na forma de calor(REZAIE; ROSEN, 2012), sendo uma tecnologia crescente na Europa.

Para o DH, o calor é transferido através de tubulação isolada de água ou vapor, com preferência para o uso de água, para a diminuição de perdas de calor. Após a distribuição o fluido retorna para o centro de aquecimento e é novamente aquecido(REZAIE; ROSEN, 2012). A temperatura utilizada no sistema DH depende diretamente da temperatura da fonte de calor, sendo comum a utilização de bombas de calor em situações nas quais não é possível atingir uma alta temperatura, não oferecendo diretamente o aquecimento do ambiente, mas reduzindo a necessidade do gasto energético para aquecimento do ambiente em questão(FREDERIKSEN; WERNER, 1993). O sistema também pode ser integrado a outras fontes de calor, como matrizes heliotérmicas, geotérmicas, etc.

Por outro lado, em um sistema de resfriamento urbano, *District Cooling*, *DC*, há a mesma logística de transferência de fluido, porém em temperatura baixa. Para o resfriamento do fluido é utilizado um sistema de absorção, o qual necessita de uma pequena fração da demanda energética em relação aos sistemas tradicionais com bombas (HEROLD; RADERMACHER; KLEIN, 2016). Uma vez que *chillers* de absorção são extensamente utilizados e disponíveis no mercado, é viável a sua utilização.



É interessante considerar que para a Europa, local de maior disponibilidade de dados e maior avanço na utilização das tecnologias de DH e DC, 79% da energia utilizada residencialmente é destinada ao aquecimento, enquanto 70% do consumo energético na indústria é relacionado para aquecimento de ambiente e para processos industriais. Ainda nesse contexto, 75% dessa energia é obtida através de combustíveis fósseis(UE, 2017)(The European Commission, 2014)

#### 2.3.3.4 Uso do calor na conversão em energia elétrica

Em uma análise inicial, uma vez que a conversão de energia traz consigo irreversibilidades e o aumento da entropia do sistema, a conversão da energia térmica em energia elétrica faz-se menos eficiente que a utilização direta do calor, uma vez que grande parte da energia elétrica utilizada é utilizada sendo convertida novamente em calor, como já mencionado.

Desse modo, em situações nas quais seja possível a utilização direta do calor, é interessante verificar se não há uma conversão desnecessária do calor. Caso a energia na forma de eletricidade seja preferível, diversas formas de conversão podem ser utilizadas, as quais serão somente introduzidas, uma vez que não é o objetivo da pesquisa detalhar as tecnologias de conversão de calor em energia, mas apresentar alternativas que viabilizem a utilização de resíduos como energia, neste caso, elétrica.

Desse modo, um dos métodos de converter a energia térmica em energia elétrica é através do ciclo Rankine, no qual inicialmente um fluido de trabalho é bombeado de uma pressão baixa para uma pressão superior. Em seguida, o fluido pressurizado é direcionado para uma caldeira, onde é aquecido em pressão constante até o ponto de vapor superaquecido. Após a caldeira o vapor superaquecido expande em uma turbina, gerando trabalho, indo posteriormente para um condensador, onde é resfriado até a condição de líquido saturado, o qual retorna á bomba para a continuação do ciclo (CENGEL; TURNER, 2012). O ciclo de Rankine tradicionalmente utiliza água como fluido de trabalho, o que traz algumas limitações, como a temperatura da fonte de calor, criando uma necessidade de temperaturas acima de 240°C para um processo financeiramente eficiente(NGUYEN; SLAWNWHITE; BOULAMA, 2010), uma vez que baixas temperaturas não são suficientes para o superaquecimento do vapor, o que pode ocasionar danos à turbina caso não seja garantido. Outra forma interessante de utilização do ciclo de Rankine é através do ciclo orgânico de Rankine, o qual usa um fluido orgânico como fluido de trabalho, os quais estão disponíveis em uma grande variedade de características(STIJEPOVIC et al., 2012).

Outro modo de conversão que pode ser utilizado é através da conversão termo-elétrica, que utiliza do efeito Seebeck, a produção de uma diferença de potencial entre condutores ou semicondutores devido a um gradiente de temperatura no material (HANSON, 1978). Um gerador termoelétrico utiliza de diversos módulos juntamente com um



sistema de resfriamento, uma vez que o material termoelétrico necessita de uma temperatura específica para uma maior eficiência de conversão. Uma das formas de aumentar a eficiência do sistema é estabelecer um grande gradiente de temperatura, sendo conduzidas diversas pesquisas na área em busca do estabelecimento da tecnologia.

Outra tecnologia que pode ser utilizada é a conversão termofotovoltaica, a qual produz eletricidade através da radiação infravermelha de uma fonte em alta temperatura, sendo inicialmente idêntica à conversão fotovoltaica. A célula fotovoltaica padrão é feita de um material semicondutor com elétron em sua camada de valência que podem ser excitados por fótons e movidos para a banda de condução. Em comparação com a célula fotovoltaica padrão, a célula termofotovoltaica conta com materiais que se adéquam melhor ao comprimento de onda da radiação infravermelha, mais longa e com menos energia. A conversão termofotovoltaica é utilizada em combinação com outras formas de conversão, como o ciclo orgânico de Rankine(PASCALE et al., 2012).

Paralelo a tais tecnologias, o motor Stirling, uma máquina térmica de ciclo fechado com combustão externa, pode ser utilizado. O fluido de trabalho usualmente é o hidrogênio ou hélio, que é comprimido e expandido devido ao ciclo que alterna entre aquecimento e resfriamento, resultando no movimento de um pistão, sendo possível conectá-lo a um gerador, sendo ainda possível utilizar uma geração combinada de calor e energia, CHP, sendo possível, por exemplo, utilizar o calor paralelamente nos sistemas de DH (KONG; WANG; HUANG, 2004).

Por fim, existe ainda a conversão através de um material com mudança de fase, utilizando a expansão de volume de uma mistura de parafina para a conversão de energia, a qual é obtida através da movimentação dada pela expansão. A fonte quente promove o aquecimento da parafina, que sofre fusão e se expande em uma alta pressão. Posteriormente a parafina é resfriada, voltando novamente ao estado sólido, sendo o trabalho de expansão e contração capturado por um sistema hidráulico, com a posterior conversão em energia elétrica(PRABU; ASOKAN, 2015).

No que diz respeito às formas de conversão de energia adotadas na União Europeia, pode-se observar na figura (10) a utilização das fontes alternativas apresentadas. A quantidade de energia elétrica gerada por cada fonte é relacionada com o eixo à esquerda, enquanto a geração total europeia é relacionada com o eixo à direita. É interessante observar que a quantidade de energia elétrica gerada pelas fontes apresentadas ainda é pequena em relação aos valores totais, cerca de 5%, mas existe um crescimento constante na utilização dos resíduos para a geração de energia (UE, 2017).

Em uma análise geral das tecnologias de conversão de calor em energia elétrica, é possível definir eficiências, temperaturas de trabalho, meio de obtenção do calor e estágio de desenvolvimento da tecnologia, de acordo com (VIKLUND; KARLSSON, 2015), mostrado na tabela (3).

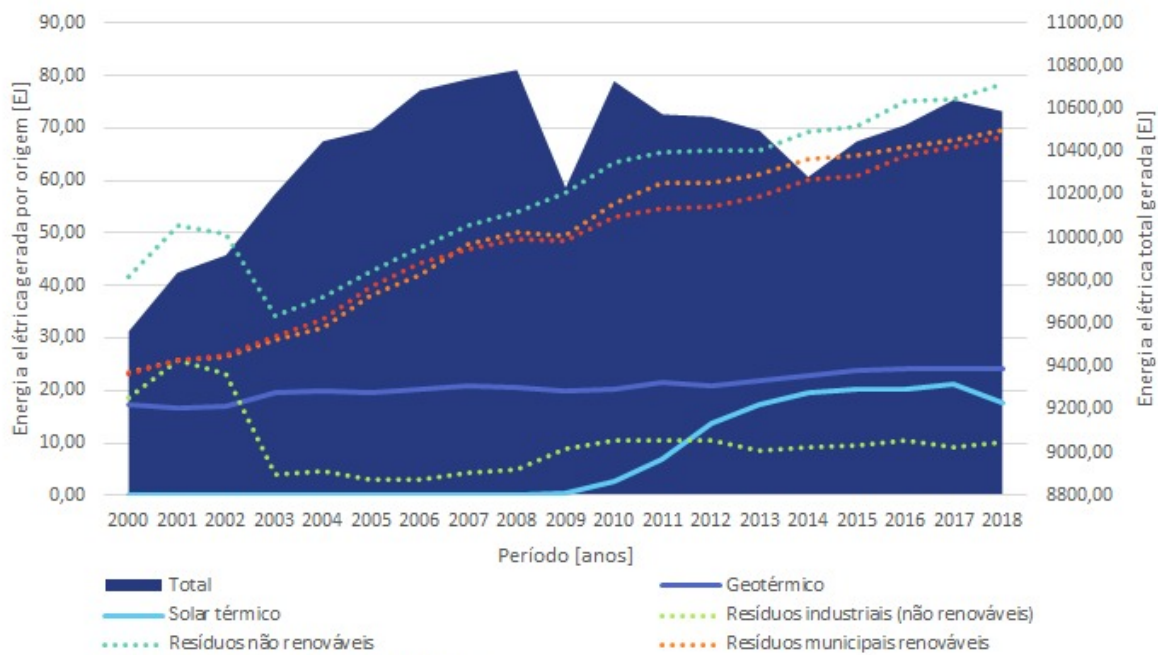


Figura 10 – Geração anual de energia por fonte de produção na União Europeia(UE, 2017)

Tabela 3 – Tecnologias de conversão de calor residual em energia elétrica(VIKLUND; KARLSSON, 2015)

Tecnologia	Eficiência	Temperatura [°C]	Fonte de calor	Estágio
Ciclo de Rankine	0,47	>240	Gás e vapor	Comercial
Termoelétrica (Seebeck)	0,01 - 0,05	150 - 600	Gás e líquido	Comercial de pequena escala
Termofotovoltáica	0,1 - 0,2	1000 - 1800	Radiação	Em desenvolvimento
Ciclo Stirling	0,13 - 0,36	100 - 700	Gás e líquido	Em desenvolvimento
Material com mudança de fase	0,025 - 0,09	25 - 95	Água	Estágio inicial

### 2.3.4 Uso do resíduo na forma de matéria

De outro modo, o resíduo na forma de matéria pode ser aproveitado, existindo diferentes tecnologias para sua utilização. De forma geral, a utilização de matéria é feita como combustível, havendo ou não algum tipo de processamento que poderá melhorar o processo ou haverá o armazenamento para posterior transformação em calor. A transformação em energia elétrica, utilização de calor de forma direta ou armazenamento como combustível para posterior utilização será feita de acordo com a demanda. É importante mencionar que a matéria mais significativa para o processo é feita por substâncias com conteúdo energético aproveitável.

Com a caracterização do resíduo na forma de matéria, o processamento inicia-se com uma busca pelas melhores tecnologias que podem ser utilizadas dadas as características observadas. De início, considerando o ambiente urbano, o resíduo material encontrado é o resíduo sólido urbano, *Municipal Solid Waste*, MSW.

Em termos gerais, após o tratamento e transporte para local apropriado, o resíduo pode ser utilizado como combustível de forma direta ou ser convertido para uma forma secundária, se tornando um combustível sólido, líquido ou gasoso. De mesmo modo, a

conversão para a forma secundária pode ser dividida em bioquímica, físico-química e termoquímica. Para cada forma de conversão há diferentes tecnologias utilizadas e para cada um produto. A figura (11) relaciona os principais tipos de tecnologias utilizadas na conversão de MSW em um tipo de combustível derivado de resíduo, *Refuse Derived Fuel*, RDF.

O MSW se constitui de forma heterogênea em tamanho, forma e composição, com variações significativas para o processo de WTE, como de umidade, políticas de separação de resíduos, entre outras (QUAGHEBEUR et al., 2013). Além disso, para as tecnologias mais avançadas de conversão para um combustível, a matéria de entrada deve possuir um valor mínimo de conteúdo energético para a obtenção de processos com eficiência alta. Devido a isso, o RDF, a forma processada do MSW, é geralmente a forma de entrada na maior parte das tecnologias de conversão para a forma secundária.(KLEIN, 2002).

O processo de conversão do MSW em RDF conta com trituração, peneiramento, classificação, secagem e peletização, em busca de melhorar as características para a utilização e homogenizar o material. O maior benefício de converter MSW em RDF é aumentar sua densidade energética, criar um material fisicamente e quimicamente homogêneo, diminuir as emissões de poluentes e reduzir a quantidade de ar na queima, além de facilitar o transporte e manejo (TENNANT, 2012). Em uma análise final a conversão de MSW em RDF deve ser feita balanceando os custos entre o potencial energético e o valor de implementação da tecnologia. Além do RDF existe ainda o combustível sólido de resíduo, SRF, mais homogêneo e menos contaminado, que é inclusive comercializado devido a controles de qualidade mais rígidos.

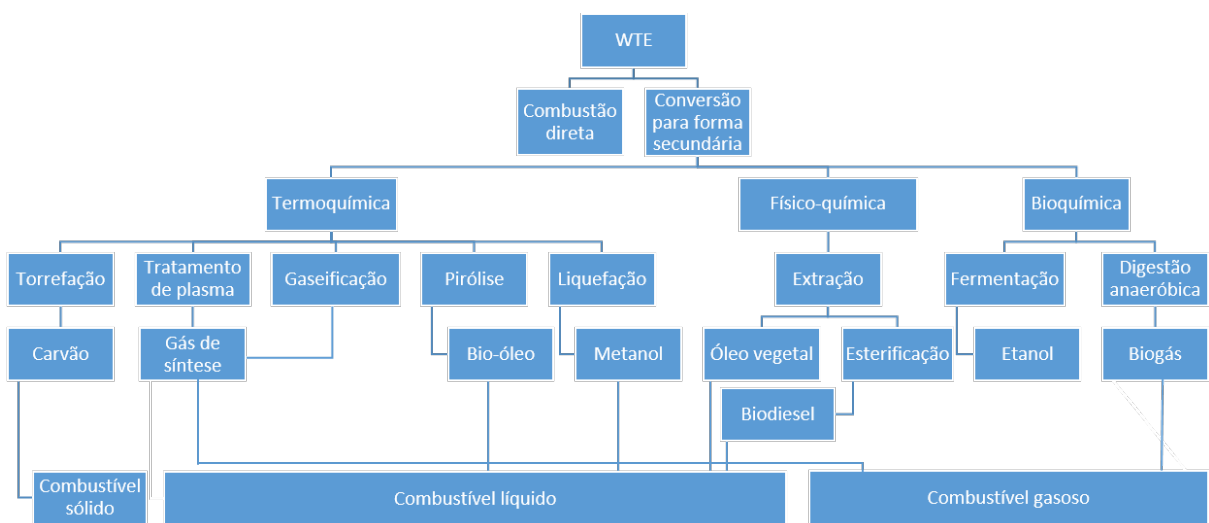


Figura 11 – Tipos de tecnologia de conversão de MSW em RDF e seus respectivos produtos(BOSMANS et al., 2013)

### 2.3.4.1 Combustão direta - Incineração

Basicamente a incineração é um processo de oxidação do combustível contido no resíduo, sendo utilizado em uma vasta gama de tipos de resíduo. Durante a incineração, diversos gases de combustão são gerados, como  $CO_2$ ,  $N_2$  e  $H_2O$ . A depender da composição do material e das condições de operação também são liberadas quantidades pequenas de  $CO$ ,  $NO_x$ ,  $SO_2$ , entre outros, assim como a deposição de metais pesados (NEUWAHL et al., 2019). Ainda assim a incineração de resíduos não é danosa ao meio ambiente se combinada com processos de recuperação de energia, controle de emissões e descarte apropriado do resíduo restante. A depender da temperatura de combustão durante o estágio principal de incineração, metais pesados voláteis e componentes orgânicos, como sais, são totalmente ou parcialmente evaporados.

De forma geral os incineradores produzem uma quantidade de gás maior que a gaseificação e pirólise para sistemas com a mesma alimentação operando nas mesmas condições estequiométricas. De mesmo modo, o equipamento de filtragem de gases de combustão deve ser aumentado em proporção (KOLB; SEIFERT, 2002).

O setor de incineração contou com um rápido desenvolvimento na última década, muito em razão de legislação específica para as indústrias, uma vez que controles de emissão foram estabelecidos em diversas partes do mundo. O uso de tecnologias modernas no controle de poluição reduziu os riscos da incineração ao ponto que são considerados muito baixos atualmente (NEUWAHL et al., 2019). Com o contínuo desenvolvimento, juntamente com o barateamento de tecnologia e de custos operacionais, também há a melhoria da performance ambiental.

Correspondendo ao processo mais utilizado em países industrializados no que diz respeito ao WTE, a incineração é utilizada quase como processo único em países como o Japão e Suíça. Em Paris, a exemplo, todo o MSW captado é incinerado e o calor é utilizado para o aquecimento de cerca de 70 mil apartamentos (COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020). De forma prática, o uso de incineração em Amsterdã mostra um exemplo pioneiro em como um incinerador pode obter uma alta eficiência energética em comparação com as plantas tradicionais, superior ao máximo de 26% de eficiência energética líquida nas melhores plantas tradicionais em outros locais (BOSMANS et al., 2013).

Para a conversão de energia através da incineração geralmente se utiliza o ciclo Rankine, gerando entre 400kWh e 700kWh por tonelada de MSW, utilizando a tecnologia *mass burning* onde todo o resíduo é incinerado sem nenhum tipo de processamento (THEMELIS; MUSSCHE, 2013).

Por fim, as maiores vantagens do processo de incineração residem na redução de volume dos resíduos que seriam destinados a um aterro, com a eliminação da emissão de metano produzida no processo de decomposição e recuperação de energia através da

Tabela 4 – Características de incineradores mais utilizados(LU, 2018)

Incinerador de grade	
Região de aplicação	Europa, EUA e Japão
Capacidade de operação	Grande capacidade, acima de 200 toneladas diárias
Desenvolvimento da tecnologia	Bem desenvolvida
Benefícios	Grande capacidade, facilidade no tratamento dos gases produzidos, operação fácil e grande quantidade de calor gerado.
Limitações	Altos custos de construção e operação. Necessidade de operação contínua.
Incinerador rotativo	
Região de aplicação	EUA, Dinamarca
Capacidade de operação	Grande e média capacidade, abaixo de 200 toneladas diárias
Desenvolvimento da tecnologia	Bem desenvolvida
Benefícios	Melhor secagem de resíduos, utilizado para média e grande capacidade, trabalhando em altas temperaturas de forma segura.
Limitações	Construção complexa e facilidade de danos ao sistema.
Incinerador de leito fluidizado	
Região de aplicação	Japão
Capacidade de operação	Pequena e média capacidade, abaixo de 150 toneladas diárias
Desenvolvimento da tecnologia	Em desenvolvimento, com poucos fornecedores
Benefícios	Utilizada para média capacidade, baixa temperatura de combustão e baixa poluição.
Limitações	Necessidade de tecnologia mais avançada para operação. Tipos de resíduos limitados. Necessidade de adição de fluido. Necessidade de processamento para obtenção de pequenas partículas.

combustão, que poderia ser utilizada na conversão de energia ou aquecimento. Porém, se não adequadamente controlado, o processo pode gerar grandes emissões de metais pesados, furano e dioxinas. O processo conta com baixa emissão de ruído e odor, além de requerer pequena área para instalação. De outro modo, a viabilidade econômica depende diretamente do conteúdo energético do resíduo, com grandes impactos acerca da umidade(MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000), além de alto custo inicial de investimento, manutenção e operação.

Na tabela (4) é possível observar as principais características dos principais modelos de incineradores utilizados.

O incinerador de grade move uma grade por várias zonas na câmara de combustão permitindo uma mistura de diversos tipos de MSW, adaptável para diversas condições, costuma ter uma temperatura de processo de 850 a 1100 °C.

Outro modelo é o forno rotativo, que é definido por um vaso cilíndrico com um apoio que permite a rotação ou oscilação em torno do eixo, sendo o resíduo misturado por gravidade. Geralmente é utilizado para resíduos perigosos, sendo extremamente robusto e aumentando a capacidade de destruição do resíduo.

Por fim, o incinerador de leito fluidizado é constituído por uma câmara de combustão linear na forma de um cilindro vertical, com a parte baixa consistindo em uma cama

de material inerte o qual é fluidizado utilizando ar, sendo o resíduo continuamente adicionado para o fluido. Pode ser utilizado de várias formas, como na indústria petroquímica, queima de lodo de esgoto com alto conteúdo energético e com vários tipos de combustíveis.

#### 2.3.4.2 Gaseificação

Gaseificação é um processo de oxidação parcial de substâncias orgânicas em temperaturas elevadas para a produção de um gás de síntese, o syngas, o qual pode ser utilizado como matéria prima para a indústria química ou como um combustível para conversão em energia elétrica ou calor de forma eficiente (BUNDESAMT, 2001). O gás de síntese contém  $CO_2$ ,  $CO$ ,  $H_2$ ,  $CH_4$  e  $H_2O$ , com traços de hidrocarbonetos de cadeia mais longa como etano e propano, além de gases inertes e diversos contaminantes como pequenas partículas de carvão (BRIDGWATER, 1995). Um gaseificador pode utilizar diversos agentes de gaseificação, como ar, oxigênio, vapor, dióxido de carbono ou uma mistura destes. Enquanto a gaseificação a ar produz um gás de baixa energia, a gaseificação utilizando oxigênio produz um gás de média energia, com até o dobro da densidade energética da gaseificação a ar (HELSEN et al., 1997).

Diversos processos de gaseificação são atualmente disponíveis ou estão em desenvolvimento para a utilização a partir de MSW, assim como resíduos tóxicos e lodo de esgoto. Uma boa operação do reator de gaseificação requer que a natureza do resíduo esteja dentro de um limite determinado que pode ser normalmente atingido através do pré-tratamento do MSW, o que geralmente aumenta o custo da tecnologia, visando o aumento da eficiência de conversão e diminuindo a quantidade de alcatrão formado no processo (BOSMANS et al., 2013).

Aspectos a serem observados sobre a gaseificação incluem uma menor produção de gás em comparação com a incineração, quase 10 vezes menor quando utilizado oxigênio (BOSMANS et al., 2013), predominância da formação de monóxido de carbono em relação ao dióxido de carbono, grande pressão de operação na maior parte dos processos e a possibilidade de recuperação de material e energia do seu produto, o gás de síntese.

Como os tipos mais comuns utilizados para gaseificadores estão o de leito fixo, leito fluidizado e de fluxo cruzado. O gaseificador de leito fixo é o mais simples e robusto, sendo necessário um processamento para a transformação do MSW em granulado fino, além de baixa umidade, gerando um gás de síntese com baixa quantidade de alcatrão. Por outro lado, o gaseificador de leito fluidizado utiliza um material inerte que é recirculado, garantindo alta tolerância a tamanho de partículas de MSW, níveis moderados de alcatrão no gás de síntese e tolerância maior à qualidade do MW, porém com uma operação mais complexa que o leito fixo. Por fim, o gaseificador de fluxo cruzado traz um leito fluidizado com alta velocidade do gás, sendo necessário um processamento para pequenos grãos de MSW, gerando baixas quantidades de metano e alcatrão no gás de



síntese (BRIDGWATER, 1995).

De forma geral a gaseificação traz uma eficiência superior, de 65% a 80%, frente a 60% a 75% do processo de incineração, além da queima do gás de síntese ter um controle menos complexo. O processo é atrativo, sendo possível a produção de energia e o adequado descarte de resíduos simultaneamente, permitindo uma transformação do MSW em um fluido homogêneo. Ainda que o gás de síntese tenha um valor de conteúdo energético reduzido, é possível uma múltipla aplicação do seu produto, sendo o gaseificador de leito fluidizado indicado como o mais adequado para o processamento de MSW (JIMENEZ; BERECHÉ; NEBRA, 2019).

Para a conversão do gás de síntese originário da gaseificação em energia elétrica é geralmente utilizado o ciclo de Rankine, com eficiência de 30% a 35 %, podendo operar também em sistema de cogeração.

#### 2.3.4.3 Pirólise

A pirólise consiste em um processo de degradação térmica na ausência de agente oxidante ou com um suprimento limitado deste, no caso de uma gaseificação parcial. É realizado normalmente em baixas temperaturas, de 400 °C a 900 °C, comparado a outros processos, como a gaseificação. Como produto gera um gás de pirólise, um líquido de pirólise e coque, em proporções que dependem do método utilizado e da operação do reator de pirólise. Em geral o valor calorífico do gás de pirólise é até 3 vezes maior quando utilizado pré-processamento (BUNDESAMT, 2001). De forma geral há o processamento e preparação do resíduo, secagem, pirólise e tratamento secundário do produto como partes comuns do processo.

As formas mais comuns de pirólise são de leito fixo, leito fluidizado, fluxo cruzado, leito móvel, tanque rotativo, com geometrias que já foram explicadas para outras formas de processamento de resíduo. Durante a pirólise, devido à interação entre os tipos de resíduo, diversas substâncias são produzidas, algumas delas ainda não identificadas (COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020), mas que são de fulcral importância dada a possibilidade de obtenção de substâncias perigosas. A viabilidade do uso de pirólise para produção de combustível ou recuperação de resíduo depende diretamente da presença de poluentes, que podem tornar o bio-óleo, produto da pirólise, inviável.

Dentre as principais vantagens do processo de pirólise estão a possibilidade de recuperação de material, como de metanol, conversão de energia através do bio-óleo produzido em turbinas a gás mais eficientes que o sistema de geração de vapor tradicional, além de ter uma menor quantidade de emissão de gases de combustão em comparação com incineradores (BOSMANS et al., 2013).

#### 2.3.4.4 Biodigestão

De forma simples, a digestão anaeróbica é um processo de decomposição de matéria orgânica na ausência de oxigênio que ocorre em quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na primeira fase há a degradação anaeróbica na qual uma bactéria hidrolítica libera uma enzima que quebra moléculas orgânicas complexas, como carboidratos, proteínas e lipídeos, gerando substância menos complexas, como aminoácidos. Na fase seguinte as bactérias acidogênicas continuam a quebra das substâncias intermediárias em ácidos graxos de cadeia curta, juntamente com o dióxido de carbono e hidrogênio, com pequenas quantidades de diversos tipos de alcoóis. Na terceira etapa há a oxidação dos produtos gerados na acidogênese, produzindo um substrato adequado para a metanogênese feita por microrganismos precursores do biogás. Por fim, a metanogênese produz metano e dióxido de carbono, consumindo os produtos formados anteriormente (GRANATO, 2003).

Para a ocorrência da biodigestão alguns parâmetros de influência devem ser observados, como a ausência de oxigênio, uma vez que as bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbicas, sendo que a decomposição da matéria orgânica na presença de oxigênio produz somente dióxido de carbono. Outro ponto de análise é a composição do substrato, sendo necessária a caracterização da matéria orgânica para uma análise da eficiência do processo de digestão anaeróbica, uma vez que quanto maior a presença de matéria orgânica maior a eficiência do processo. Além disso a temperatura é parte importante do processo, uma vez que mudanças bruscas de temperatura influenciam diretamente o processo de digestão pelas bactérias metanogênicas (COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020).

Em relação às faixas de temperatura que podem ser utilizadas, a de menor temperatura é feita pelas bactéria psicrófilas, abaixo de 20 °C, mesofílicas entre 20 °C e 45 °C e termofílicas de 45 °C a 60 °C. Abaixo de 10 °C o processo geralmente é interrompido, uma vez que a produção de gás aumenta com o aumento da temperatura. Além disso, acima de 65 °C há a destruição das enzimas pelo calor (COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020).

De outro modo, a acidez do meio também tem influência direta na produção de gás, sendo que o meio deve ser mantido neutro ou com pH entre 6 e 8, considerando a faixa ideal entre 7 e 7.2. De forma geral o biogás pode ser obtido através de diversos tipos de substrato, como o MSW de forma geral, resíduos de agricultura e comida (COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020).

Sendo o biogás uma mistura de metano e dióxido de carbono com pequenas quantidades de água, amônia, metais pesados, halogênios e algumas partículas diversas, o uso do biogás requer pré-tratamento. De forma direta, o biogás é utilizado geralmente para aquecimento de água e conversão em energia elétrica, sendo ainda possível purifica-lo em biometano, podendo ser posteriormente utilizado no setor de transportes ou adicionado



em partes juntamente com o gás natural, sendo ainda chamado por vezes de gás natural renovável (PATRIZIO et al., 2015).

#### 2.3.4.5 Transformação de lignocelulose e fermentação

A biomassa lignocelulósica é um material que possui lignina, celulose e hemicelulose em sua composição química, sendo sua principal fonte a extração florestal, como madeira, e agricultura, como bagaço de cana, além do MSW, como embalagens, madeira de escora e demolição, entre outros. Em uma parte muito específica do MSW, mas ainda assim abundante, a matriz lignocelulósica conta com grandes oportunidades de uso, uma vez que diversos países iniciam a investir no bio etanol, sendo possível sua conversão em bio-combustível. O processo de realização geralmente se inicia em um pré-tratamento do MSW, com uma posterior hidrólise e fermentação (WYMAN et al., 2005). Em geral a composição da lignocelulose depende muito da sua fonte, como o tipo de madeira ou grama. A conversão de lignocelulose em biocombustível geralmente inclui variados processos, como o pré-tratamento, a hidrólise enzimática e a fermentação.

No que se refere ao pré-tratamento, etapa de significativa importância, diversos métodos foram desenvolvidos em busca de formas economicamente viáveis de gerar açúcar fermentável da matéria disponível (YANG; WYMAN, 2008), uma vez que há grande variedade de tipos de resíduos contendo lignocelulose. De forma geral um pré-tratamento efetivo é caracterizado por uma obtenção máxima de açúcar fermentável, minimizando a necessidade de energia no processo, de forma economicamente viável. O pré-tratamento pode ocorrer de forma físico-química, química ou biológica (ASGHER; AHMAD; IQBAL, 2013).

A hidrólise enzimática é um processo efetivo e economicamente viável para a obtenção de açúcares fermentáveis, de forma pouco ou não poluente, da lignocelulose que passou pelo pré-tratamento (WYMAN et al., 2005). O processo de hidrólise enzimática tem alta dependência de fatores como pH e temperatura do substrato. Normalmente o processo de sacarificação é feito separadamente da fermentação, conhecido como SHF. Por outro lado, existe o desenvolvimento da fermentação e sacarificação simultâneas, favorecendo a ação de microrganismos geneticamente modificados que fermentam diferentes tipos de carboidratos no mesmo meio juntamente com celulose e hemicelulose, com a principal vantagem a utilização de um mesmo tanque, diminuindo o custo do processo (OLSSON; HAHN-HÄGERDAL, 1996).

Por fim, a produção do etanol é dividida em três processos: a obtenção dos açúcares fermentáveis, a conversão por fermentação em etanol e a separação e purificação através da destilação (DEMİRBAŞ, 2005). A maior diferença entre o etanol produzido a partir da lignocelulose e a partir do amido é a obtenção dos açúcares antes da fermentação, o qual não requer hidrólise ou diversas etapas de pré-tratamento (İÇÖZ et al., 2009). Existe um

grande desenvolvimento no que diz respeito a organismos fermentadores para a utilização na produção de biocombustíveis, principalmente no que diz respeito a diferentes tipos de biomassa lignocelulósica, uma vez que para cada tipo de matéria há uma diferente eficiência de conversão para cada organismo (SINGH; KUMAR; SCHÜGERL, 1992).

Por fim, a biomassa lignocelulósica é considerada como um ponto de fundamental importância para a utilização de resíduos na transformação em energia, sendo um processo que pode ser realizado paralelamente às outras tecnologias de processamento, sendo necessário ainda o desenvolvimento de pesquisas na área biotecnológica, fundamental na descoberta de enzimas e microrganismos fermentadores, o fator mais importante na transformação da lignocelulose (ANWAR; GULFRAZ; IRSHAD, 2014).

#### 2.3.4.6 Produção biológica de hidrogênio

O hidrogênio é um possível substituto para os tradicionais combustíveis fósseis, uma vez que é limpo, renovável e conta com uma alta densidade energética, de 122 kJ/g. Sua obtenção é possível através de recursos naturais, sendo quase 3 vezes superior à produção de energia por meio de hidrocarbonetos. Além disso, o hidrogênio tem uma combustão limpa, sem a emissão de dióxido de carbono ou outros tipos de gases tóxicos, sendo a água o principal produto da combustão do hidrogênio, a qual pode ser reciclada para a obtenção de mais hidrogênio (WADJEAM et al., 2019). Os veículos movidos à célula de hidrogênio são até três vezes mais eficientes que os movidos à gasolina (MOMIRLAN; VEZIROGLU, 2005). Porém, o hidrogênio gasoso não é obtido de forma fácil, sendo a sua produção atual considerada como não viável, geralmente sendo feita através de recursos não renováveis, com até 98 % da sua geração utilizando combustíveis fósseis (MOHAN; BHASKAR; SARMA, 2007). Além disso, o armazenamento e transporte do hidrogênio são difíceis com a tecnologia atual.

Por outro lado, a produção biológica do hidrogênio ganhou atenção recentemente, uma vez que é altamente intensivo em energia e pode ser operado em temperatura e pressão ambientes (LIN; LAY, 2004). Além disso, a produção do hidrogênio através de resíduos resolve também o problema do tratamento dos resíduos.

As formas predominantes de produção de hidrogênio de forma biológica são a fotofermentação e a fermentação escura. A fermentação escura é feita através da fermentação acidogênica, uma forma de digestão anaeróbia, de materiais ricos em carboidratos na ausência de luz e oxigênio, sendo um processo complexo que é feito por diversos tipos de bactérias através de vários tipos de reações bioquímicas. Nela, polímeros complexos são hidrolisados em monômeros e subsequentemente em uma combinação de ácidos orgânicos e alcoóis. A utilização de biorreatores para a fermentação escura é de fácil operação, uma vez que não requerem iluminação, podendo ser combinado com o processamento de esgoto ao mesmo tempo que se purifica a água (DINCER; ACAR, 2015). A temperatura

ideal para a fermentação escura depende do tipo de resíduo (HOSSEINI; WAHID, 2016), sendo o pH ótimo para a utilização de resíduo de comida de 4,5 a 7 e para biomassa lignocelulósica de 6.5 a 7, sendo o pH neutro o melhor para compostos animais.

Em seguida, a fotofermentação complementa o processo, aumentando a quantidade de hidrogênio produzido através da absorção de luz e dióxido de carbono. Assim como na fermentação escura necessita de algum tipo de pré-tratamento para auxiliar na quebra de carboidratos complexos, o que pode ser tornar um desafio devido à variedade de componentes no MSW, o que impacta diretamente a eficiência do processo (MELLO et al., 2018). Para uma geração eficiente de hidrogênio as condições ambientais devem ser rigorosamente controladas (OZMIHICI; KARGI, 2010), principalmente em fatores como a temperatura, entre 31 °C e 36 °C e pH, entre 6,8 e 7,5.

Assim como na transformação de lignocelulose, os maiores avanços e pontos chave são relacionados com a identificação dos melhores microrganismos para a produção eficiente de hidrogênio. Além disso, ainda que a produção de hidrogênio por meios biológicos se mostre uma ótima alternativa, há uma baixa taxa de produção associada, uma vez que somente 1/3 da demanda química de oxigênio é transformada em hidrogênio, sendo também produzidos diversos ácidos orgânicos no processo. Com a união da fermentação escura e da fotofermentação é possível chegar a 8 mol de hidrogênio por mol de glicose no processo. Exceto pela pirólise, a bioprodução de hidrogênio se mostra superior aos outros métodos de produção de combustível, sendo atualmente o custo de produção do  $H_2$  maior que o preço de venda, o que pode ser alterado por meio do desenvolvimento de tecnologias dedicadas mais adequadas para os processos utilizados e a diminuição dos custos de um biorreator (SHARMA; KAUSHIK, 2017).

### 2.3.5 Cogeração

Cogeração é um processo combinado de conversão de energia e utilização de calor e energia elétrica, que pode se tratar de um sistema somente com aquecimento, *CHP - Combined Heat and Power*, cogeração de energia, ou um sistema que inclui refrigeração, *CCHP - Combined Cooling, Heat and Power*. No processo é utilizado o calor residual da conversão de energia para outros fins, como aquecimento de ambientes e água para lavanderia, aquecimento de água para piscinas, refrigeração de ambiente, entre outros não sendo necessariamente um sistema completo. O sistema pode auxiliar em outros processos visando a redução do gasto energético, como nos sistemas de aquecimento e resfriamento urbano. Com o CHP ou CCHP há uma significativa redução de descarte de energia para quase metade do que seria descartado sem o aproveitamento, atingindo eficiência de até 90% de todo o sistema, combinando a eficiência elétrica e térmica, o que é muito superior em termos de eficiência a sistemas que geram eletricidade e calor em processos separados (ELLAMLA et al., 2015). Isso resulta em uma redução de custos e de emissões de gases

de efeito estufa. É interessante a busca pela implementação de sistemas CHP visando a máxima utilização dos resíduos, seja como calor ou como matéria.

### 2.3.6 Limitações da implementação do WTE

Em uma análise atual, os aspectos ambientais, como a emissão de poluição e a emissão de gases de efeito estufa tem grande importância na análise da implementação de qualquer tecnologia de grande porte. Uma vez que os fluxos de resíduos contém uma grande variedade de materiais e origens, o MSW pode conter uma variedade de elementos como Cloro e Enxofre, além de metais pesados, os quais afetam diretamente a qualidade dos produtos formados, conseqüentemente sendo necessário utilizar tecnologias para a redução da quantidade de poluentes no combustível, resultando em um aumento do custo.

Outro ponto de grande importância é a falta de dados, experimentais e teóricos, acerca do WTE para o estabelecimento de estudo comparativo mais aprofundado. Desse modo, é necessário o desenvolvimento de competência na área de simulação e desenvolvimento de modelos no contexto do WTE para o estabelecimento de modelos que permitam a otimização juntamente com situações práticas.

Paralelo a isso, uma necessidade básica do tratamento de resíduos de forma geral é a caracterização do tipo de resíduo de acordo com cada fonte disponível, o que indica diretamente a viabilidade da utilização de cada fonte. Com tal qualificação se obtém a viabilidade econômica da implementação do processo. Porém a disponibilidade desses dados é pequena, mesmo em locais com maior estruturação do processo de tratamento de resíduos, como a União Europeia.

Além disso, a utilização para a conversão de energia depende da qualidade e tipo. Desse modo, considerando que diversas tecnologias necessitam de uma operação contínua dentro de certos limites, ainda que a demanda de energia seja baixa ou haja uma falta de entrada de resíduos para a combustão, há a possibilidade de que as tecnologias de WTE acabem utilizando combustíveis de outras origens em determinados momentos.

Por fim, a legislação a nível mundial tem mais foco em tecnologias convencionais de tratamento de resíduos, como a utilização de aterros, o que cria uma barreira inicial na introdução de novas tecnologias, como o WTE. Porém, com o desenvolvimento e comprovação da viabilidade das novas tecnologias existe uma tendência da introdução das novas tecnologias a nível comercial e governamental(BOSMANS et al., 2013).

### 2.3.7 Análise de cidades com implementação de WTE

Observa-se que existe uma falta de cidades circulares no contexto da implementação de WTE de forma robusta. Com indicadores que não permitem uma comparação

direta entre cidades diferentes, somente alguns casos podem ser analisados frente a implementação da economia circular e em específico a implementação de WTE.

#### 2.3.7.1 Singapura

De forma pioneira, Singapura é um exemplo de como uma cidade circular deve planejar o seu desenvolvimento, mostrando, porém, algumas diferenças em relação a outros países em desenvolvimento, ainda que diversas experiências de grande valor em relação à implementação de políticas de economia circular possam ser observadas. Uma vez que Singapura tem uma área limitada, a adoção de políticas de tratamento de lixo, como a incineração, foi um processo natural, sendo utilizada para geração de calor e energia (MCDUGALL; HRUSKA, 2000). A cidade conta com 4 incineradores, chegando a processar até 35 % de resíduos relativos a comida.

A base de pré-tratamento da cidade, complementar ao processo de reciclagem, utiliza digestão anaeróbica combinado com compostagem, sendo o principal produto, o biogás, transferido para motores para a conversão de energia, a qual é vendida para a rede elétrica instalada (KHOO; LIM; TAN, 2010).

Como tecnologia em recente desenvolvimento, Singapura conta com processos que permitem o aumento da eficiência de todo o sistema de WTE implementado, os quais permitem um controle avançado da combustão nos incineradores, controlando a entrada de resíduos e a distribuição de ar associado com o aumento a pressão de vapor e superaquecimento de saída, aumentando a quantidade de energia que pode ser aproveitada, o que também ajuda na proteção do sistema de turbinas (TONG et al., 2018).

#### 2.3.7.2 Amsterdã

Com diversas iniciativas na área da economia circular em vista de reduzir a emissão de poluentes e o consumo de materiais, a cidade de Amsterdã é líder no processo de reciclagem. De maneira geral, 1/3 do MSW é incinerado para a conversão de energia e calor (BASTEIN et al., 2016). Um ponto chave da política de uso do WTE é feito pela AEB, maior empresa do mundo no ramo de WTE em uma única localidade, a qual recicla cerca de 61 mil toneladas de material anualmente, além de reduzir as emissões de dióxido de carbono em até 173 mil toneladas por ano (MURER et al., 2011).

De outra maneira, o porto de Amsterdã também é ativo na promoção da economia circular, no qual o calor residual da única planta de carvão é transportado para a cidade, aquecendo mais de 18 mil residências, com o calor residual restante sendo utilizado para a produção de asfalto. Além disso, o tratamento de esgoto conta com a produção diária de 25 mil m<sup>3</sup> de biogás, o qual é utilizado na conversão de energia, gerando cerca de 20 GWh/ano de energia elétrica e 50 mil GJ/ano de calor. Com isso, o consumo de cerca de 2 milhões de metros cúbicos de gás natural pode ser evitado anualmente, resultando

em uma economia de meio milhão de euros somente para a cidade de Amsterdã. A AEB ainda combina diferentes fluxos de resíduos e ciclos que combinam o tratamento de esgoto e incineração de resíduos, obtendo uma eficiência de até 95 % na conversão utilizando CHP(HOEK; STRUKER; DANSCHUTTER, 2017).

### 2.3.8 Uso de resíduos para conversão de energia no Brasil

Considerando a produção de resíduos no Brasil, o maior país da América Latina, de cerca de 230 mil toneladas de resíduos diários, sendo ainda 95 % desses resíduos descartados em lixões e aterros, dos quais mais da metade corresponde a resíduo sólido urbano, existe uma quantidade significativa de energia que poderia ser aproveitada (IBGE, 2017c). Considerando a possível produção de  $50\text{Nm}^3$  de metano por tonelada de MSW, com a produção diária observada é possível estimar o potencial de até 1 GW de conversão em energia elétrica, considerando 30 % de eficiência, sendo atualmente produzido somente 69 MW através do uso de biogás derivado de aterros (SALOMON; LORA, 2009).

No Brasil o uso do WTE se resume à produção de biogás convertido de aterros sanitários, com algumas iniciativas a nível de pesquisa acerca da incineração de resíduo urbano em São Paulo e da gaseificação em Minas Gerais e São Paulo. A tecnologia de incineração é majoritariamente importada, uma vez que não existe produtor local. A tecnologia de gaseificação implementada está sendo desenvolvida, mas ainda está longe de seu total desenvolvimento, existindo pesquisa na área de análise de viabilidade da gaseificação como melhor tecnologia para municípios pequenos, uma vez que a incineração de resíduos não é comercialmente viável abaixo de 10 MWe. (COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020)

Em geral, espera-se que a utilização da gaseificação seja mais barata que a incineração, uma vez que não existe necessidade de tecnologias de limpeza de gases de combustão, ocorrendo com baixa quantidade de oxigênio em processo de combustão incompleta, tendo como consequência uma baixíssima produção de dioxinas e furano, sem a necessidade de sistemas de filtragem.

Em suma, ainda que diversas iniciativas já tenham sido feitas na apresentação da utilização de WTE(JIMENEZ et al., 2017)(LEME et al., 2014), novas políticas são necessárias para impulsionar a viabilidade de tecnologias no tratamento de resíduos, considerando ainda que não existe desenvolvimento estruturado da economia circular no Brasil (PIRES, 2020).

## 2.4 Uma comparação direta entre os tipos de tecnologias

Com o objetivo de definir as melhores tecnologias para utilização de WTE, é interessante fazer um comparativo direto entre as tecnologias já utilizadas. A comparação

entre as tecnologias mais bem desenvolvidas diz respeito a fatores tecnológicos ou constitutivos gerais de cada tecnologia, como pode ser visto na tabela da figura (12).

Considerando as tecnologias disponíveis de forma comercial e bem desenvolvidas, reduz-se o escopo para 5 soluções possíveis: Incineração, Gaseificação, Pirólise, Biodigestão e Fermentação.

Em relação aos métodos termoquímicos, a incineração permite a utilização de uma grande variedade de matéria, enquanto a gaseificação e pirólise necessitam de uma separação de materiais, além de um teor de umidade menor. Dada a gestão de resíduos mais comum no planeta, seria necessário um processo bem mais refinado que separasse o MSW para utilizar gaseificação e pirólise, o que dificulta bastante a utilização de tais tecnologias.

Além disso, pirólise e gaseificação contam com altos custos, o que normalmente supera os benefícios de sua utilização para resíduos comuns e não separados.

Quanto aos métodos bioquímicos, há uma equivalência interessante entre a biodigestão e a fermentação no que diz respeito ao resíduo que pode ser utilizado e o custo total de cada tecnologia. Porém, a fermentação necessita de temperatura de trabalho mais alta e trata de uma parte muito específica do MSW, o material que possui lignina e celulose em sua composição química. Além disso, a biodigestão produz ainda o digestato, que permite a utilização para produção de biofertilizantes.



Figura 12 – Tabela comparativa entre as tecnologias de WTE mais utilizadas, adaptada de (QAZI; ABUSHAMMALA; AZAM, 2018)

Tecnologia	Tipo de processamento	Temperatura de trabalho [C°]	Tempo de reação	Matéria utilizada		Custo total	Produtos	Aplicação do produto	Inconvenientes ambientais
				Tipo	Teor de umidade				
Incineração	Termoquímico, oxidação completa	700 a 1400	Minutos	Biológica, sintética e resíduo em geral	25% a 30%	Médio	Calor e cinzas de fundo	Calor e cinzas de fundo como agregado de concreto e mistura de asfalto	Produção de cinzas de fundo e gases tóxicos
Gaseificação	Termoquímico, oxidação parcial	500 a 1300	Segundos	MSW sem materiais inorgânicos	Abaixo de 15%	Alto	Gás de síntese e carvão	Combustível, calor, fertilizantes e catalisadores	Emissão de compostos orgânicos, geração de carvão e gases tóxicos
Pirólise	Termoquímico, ausência de oxigênio	400 a 900	De segundos a semanas	MSW sem materiais inorgânicos	Abaixo de 20%	Alto	Gás de síntese, óleos oxigenados e carvão	Calor, combustível, gás de síntese e corretivos de solo	Emissão de compostos inorgânicos e gases tóxicos
Biodigestão	Bioquímico, ausência de oxigênio	25 a 60	De 15 a 30 dias	Resíduo orgânico sem metais e plásticos	Indiferente	Médio	Metano e digestato	Calor, combustível, gás de síntese e biofertilizantes	Liberação de odores
Fermentação	Bioquímico, ausência de oxigênio	35 a 40	De 2 a 7 dias	Resíduo orgânico sem metais e plásticos	Indiferente	Médio	Etanol	Combustível	Produção de dióxido de carbono



## 2.5 O contexto do Distrito Federal

Para um desenvolvimento dentro dos preceitos da economia circular, uma das ações de maior relevância é uma gestão de resíduos eficiente. Nesse contexto, diversos marcos legais foram estabelecidos no Brasil, como a Política Nacional de Saneamento Básico e a Política Nacional de Resíduos Sólidos, impondo obrigações e formas de cooperação entre o poder público e o setor privado, definindo a responsabilidade compartilhada entre estes.

Com base nesses marcos legais, a Lei Distrital n.º 5.418 instituiu a Política Distrital de Resíduos Sólidos, em consonância com os marcos legais brasileiros, mas com foco no Distrito Federal. Desse modo, o Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, PDGIRS, aborda proposições para atendimento aos requisitos legais que foram estabelecidos.

### 2.5.1 O Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - PDGIRS

Os objetivos do PDGIRS são basicamente permitir a implantação de ações que garantam o manejo dos resíduos sólidos com qualidade, equidade e continuidade, de acordo com as normas e legislação vigente, além de proporcionar a gestão dos resíduos sólidos de acordo com as prioridades estabelecidas na economia circular. As prioridades estão de acordo com o mostrado na figura (4), com a exceção que o processo de WTE seja tratado como um processo de tratamento geral no PDGIRS.

O PDGIRS caracteriza os resíduos de acordo com a sua origem e responsabilidade de gerenciamento, como mostrado na figura (13).

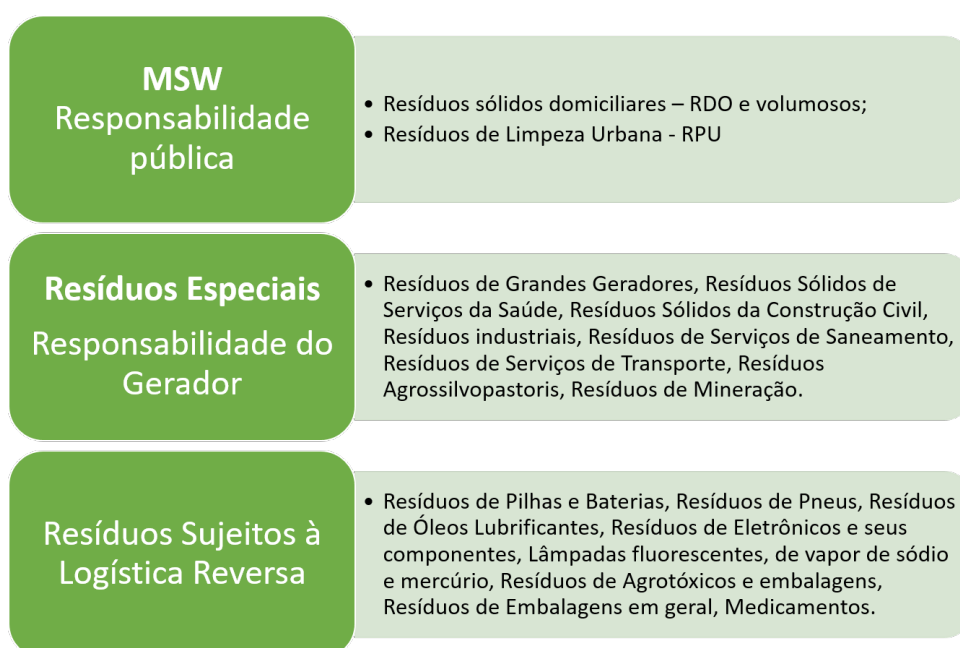


Figura 13 – Classificação de resíduos(PDGIRS, 2015)

Tabela 5 – Projeção da população urbana, rural e total do DF para o período de estudo do PDGIRS (PDGIRS, 2015)

Ano	População urbana	População Rural	Total	Evolução
2021	3.205.067	77.724	3.282.791	1,8%
2022	3.265.685	75.894	3.341.579	1,8%
2023	3.325.573	73.928	3.399.501	1,7%
2024	3.384.639	71.828	3.456.467	1,6%
2025	3.442.815	69.594	3.512.409	1,6%
2026	3.499.905	67.225	3.567.130	1,5%
2027	3.555.857	64.724	3.620.581	1,5%
2028	3.610.732	62.096	3.672.828	1,4%
2029	3.664.447	59.342	3.750.789	1,4%
2030	3.716.943	56.466	3.773.409	1,3%
2031	3.766.613	53.448	3.820.061	1,2%
2032	3.814.927	50.316	3.865.243	1,2%
2033	3.861.832	47.074	3.908.906	1,1%
2034	3.907.274	43.726	3.951.000	1,1%
2035	3.951.204	40.276	3.991.480	1,0%
2036	3.993.571	36.728	4.030.299	1,0%
2037	4.034.325	33.086	4.067.411	0,0%

E para uma projeção de dados, o PDGIRS identifica a evolução da população do DF de acordo com a tabela (5).

Para a etapa de tratamento dos resíduos, o PDGIRS conta com três diretrizes: reciclagem de materiais orgânicos por compostagem, reciclagem de materiais secos e disposição final dos rejeitos em aterro. O tratamento por compostagem tem hoje capacidade de processamento para 670 toneladas/dia, sendo a quantidade média processada de 667 toneladas/dia. Desse total processado, 18,2% é em média convertido em composto.

O PDGIRS conta com três rotas tecnológicas específicas para o manejo dos resíduos sólidos domiciliares: reciclagem, compostagem e valorização energética. A rota de reciclagem é baseada em coleta seletiva de resíduos recicláveis secos, sendo os rejeitos destinados para a transformação em RDF ou disposição em aterro sanitário, com processos detalhados no próprio plano (PDGIRS, 2015). A rota de compostagem tem como elemento básico a coleta de resíduos orgânicos, que serão direcionados às unidades de tratamento mecânico-biológico, UTMB.

No que diz respeito à valorização energética, o PDGIRS prevê potencialidade para a conversão em RDF, conversão de energia pela biodigestão e utilização dos gases gerados

Tabela 6 – Projeção e geração de resíduos por ano para o DF (PDGIRS, 2015)

Ano	Resíduos coletados [t]	Matéria orgânica [t]	Recicláveis secos [t]	Rejeitos [t]
2021	1252330	605376	359043	287911
2022	1270956	614380	364383	292193
2023	1289093	623148	369583	296362
2024	1306709	631663	374634	300412
2025	1323781	639916	379528	304337
2026	1340237	647871	384246	308120
2027	1356061	655520	388783	311758
2028	1371282	662878	393146	315258
2029	1383105	668593	396536	317976
2030	1394235	673973	399727	320535
2031	1404083	678733	402550	322800
2032	1413212	683147	405168	324897
2033	1421614	687208	407577	326829
2034	1429280	690914	409775	328591
2035	1436202	694260	411759	330183
2036	1442373	697243	413528	331602
2037	1447787	699860	415080	332847

pelo Aterro Sanitário de Brasília e Aterro do Jóquei de Brasília. No plano, há a estimativa de 5% dos rejeitos serem convertidos em RDF, iniciando-se em 2023, para utilização por empresas regionais. Com isso, a receita média anual projetada é de cerca de 140 mil reais, sendo cerca de 28 mil toneladas de RDF produzidas por ano.

Desse modo, há previsão de inclusão de novas soluções tecnológicas, sendo reconhecida a potencialidade de geração de RDF através dos rejeitos.

Por fim, é interessante destacar que toda a receita captada pela venda de composto orgânico, RDF e logística reversa no PDGIRS equivale a somente 3% da receita total do projeto, derivada da taxa de manejo de resíduos.

## 2.5.2 A geração de resíduos no DF

De acordo com o PDGIRS, a geração total de resíduos por ano, assim como a projeção foi definida de acordo com a tabela (6). A projeção de geração de resíduos leva em conta as diretrizes aplicadas de redução de geração de resíduos, além da valorização de materiais recicláveis.

Para a caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do DF, foi feita uma caracterização gravimétrica. Como base de comparação, pode-se utilizar o estudo de caracterização gravimétrica nacional, feito pelo IPEA em 2012. A composição gravimétrica de RDO pode ser observada na figura (14).

Dentre os materiais que podem ser utilizados para WTE, isto é, que não seriam

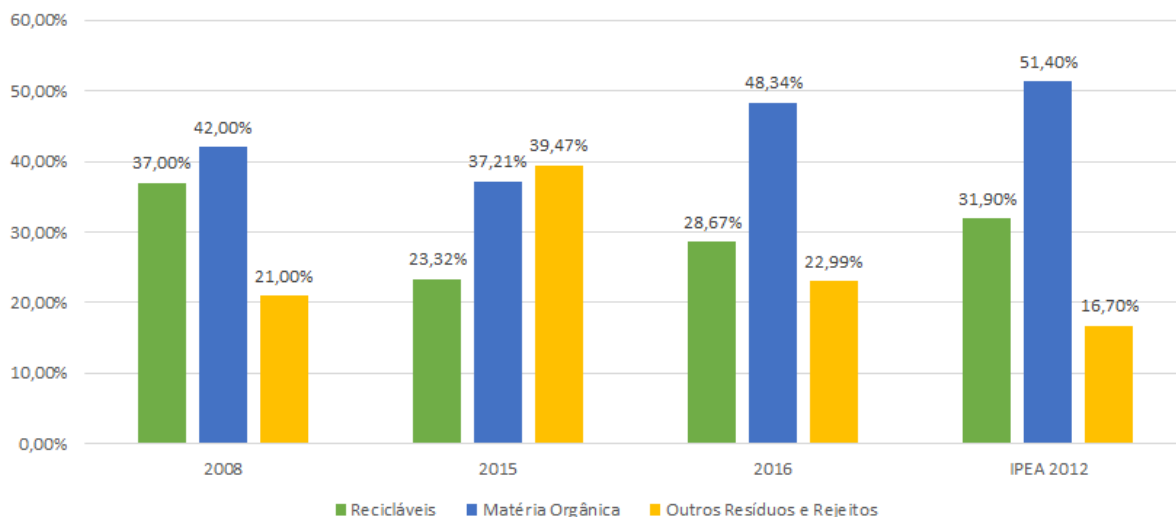


Figura 14 – Composição gravimétrica de RDO na coleta convencional do DF, adaptada de (PDGIRS, 2015)

reciclados primariamente de acordo com o PDGIRS, seria possível a utilização de matéria orgânica e outros resíduos e rejeitos. No grupo de matéria orgânica se enquadram resíduos derivados de alimentos e resíduos de jardim. No grupo de outros resíduos são compreendidos tecidos, vestuários, calçados, madeira, borracha, isopor, pilhas e baterias, medicamentos, eletroeletrônicos e os demais tipos de resíduos não classificados. Os rejeitos compreendem todos os materiais inorgânicos que não são passíveis de reciclagem, como contaminantes biológicos e resíduos inertes.

Uma divisão mais detalhada por tipo de resíduo pode ser observada na tabela (7).

Tabela 7 – Resultados médios do tipo de resíduos na coleta convencional do DF (PDGIRS, 2015)

Classificação	Material	Média
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares/Jardins	48,34%
Papéis	Papelão Ondulado	4,11%
	Papel Branco	0,97%
	Papel Misto	2,30%
	Outros Papéis	3,37%
Plásticos	PEAD	1,54%
	Plástico Filme Preto	2,28%
	Plástico Filme Misto	5,67%
	Outros plásticos	4,88%
Metais	Ferrosos, Alumínios e outros	1,50%
Vidros	Vidros	2,05%
Outros Resíduos	Outros Resíduos	6,14%
Rejeitos	Areia, pedras e contaminantes biológicos	16,85%

Além disso, os resíduos agrossilvopastoris, gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, foram estimados pelo PDGIRS, conforme a tabela (8). Os resíduos agros-

Tabela 8 – Quantidade de resíduos agrossilvopastoris de origem orgânica produzidos no DF (PDGIRS, 2015)

RA	Resíduos de Agricultura [t/ano]	Resíduos de Pecuária [t/ano]	Total [t/ano]
Gama	9.972	173.351	183.323
Brazlândia	59.847	153.997	213.844
Sobradinho	9.920	130.641	140.561
Planaltina	395.362	604.593	999.955
Paranoá	469.914	368.120	838.033
Núcleo Bandeirante	8.056	14.243	22.299
Ceilândia	25.365	108.498	133.863
São Sebastião	10.990	126.658	137.649
Total DF [t/ano]	989.424	1.680.102	2.669.526
Total DF [t/dia]	2.711	4.603	7.314

silvopastoris não contam com uma elevada precisão nem composição gravimétrica. O PDGIRS informa que a produção agrícola e criação pecuária do DF se baseiam nas atividades:

- Grandes culturas (café, feijão, milho, soja, sorgo, trigo)
- Hortaliças (alface, batata, beterraba, cenoura, milho, morango, pimentão, repolho, tomate)
- Frutíferas
- Bovinos
- Suínos
- Ovinos
- Caprinos
- Aves

Uma vez que não há legislação específica aplicável e não há atualmente coleta destes resíduos, estes permanecem no mesmo lugar onde foram gerados, sendo a responsabilidade sobre o resíduo do gerador.

### 2.5.3 O processo atual de gestão de resíduos

O processo atual proposto pelo PDGIRS é definido com uma rota para cada tipo geral de resíduo produzido que seja de responsabilidade do Governo do Distrito Federal, isto é, os resíduos sólidos domiciliares e resíduos de limpeza urbana. O MSW, de responsabilidade pública, é dividido entre resíduos secos recicláveis, resíduos orgânicos e demais resíduos. A rota funciona de acordo com a figura (15). No processo atual, todo resíduo

que não tem valor de mercado passa por um tratamento básico e é posteriormente levado para a disposição final em aterro. Há ainda um projeto de novas Estações de Tratamento Mecânico Biológico que aumentaria a capacidade de retirada de energia na rota de resíduos orgânicos, mas ainda assim não haveria capacidade instalada para todo resíduo orgânico produzido no grupo de resíduos urbanos.

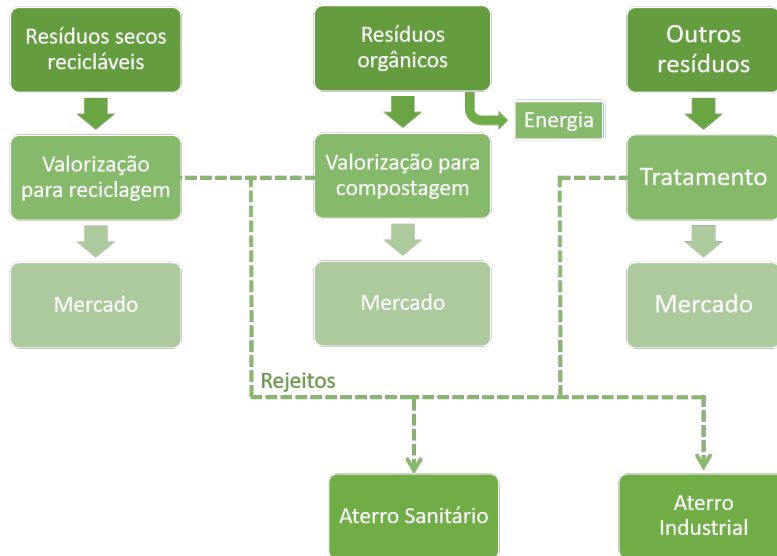


Figura 15 – Processo atual de gestão de resíduos urbanos no DF, adaptado de (PDGIRS, 2015)

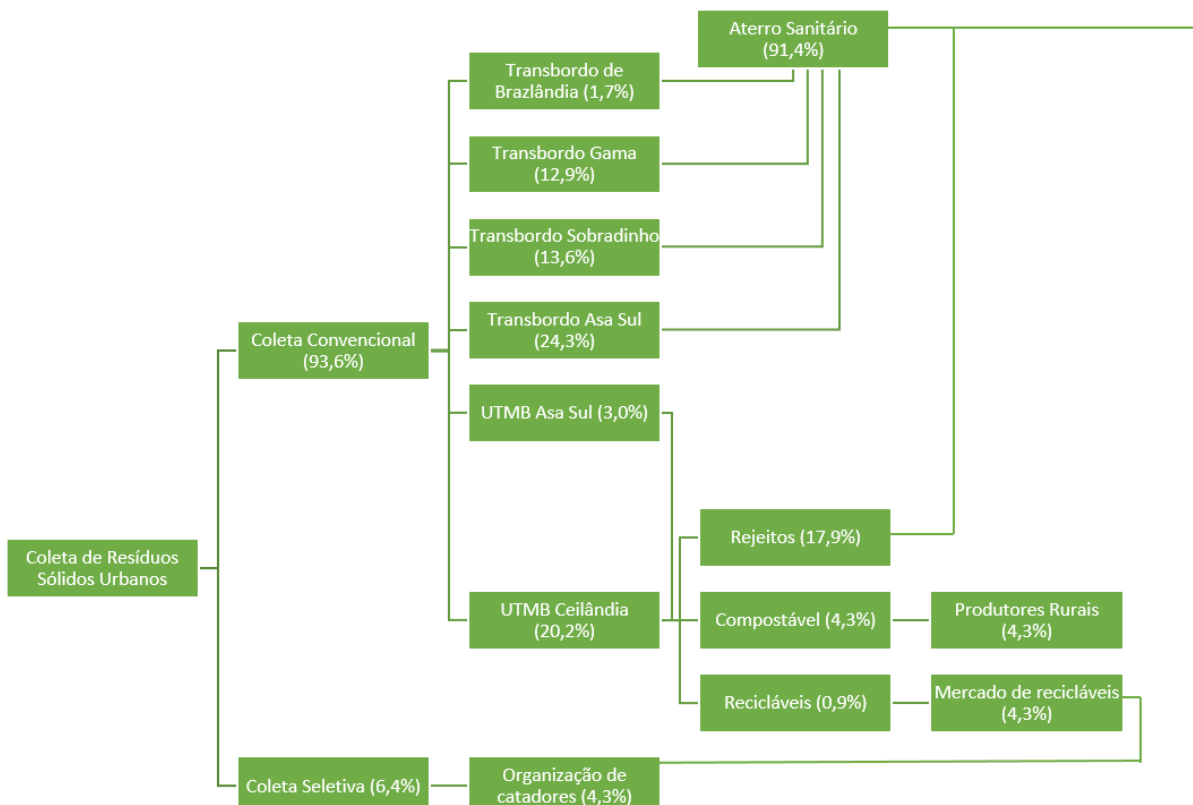


Figura 16 – Balanço de massa do MSW do Distrito Federal, adaptado de (PDGIRS, 2015)

Além disso, considerando a operação logística e os valores relacionados com a operação, o PDGIRS traz uma análise de balanço de massa dos resíduos sólidos urbanos que pode ser utilizada para análise do uso de resíduos em WTE. A figura (16) mostra o balanço de massa do MSW do DF, trazendo em percentual o valor relativo ao total coletado de MSW.

#### 2.5.4 Demanda energética no DF

A demanda energética anual do DF, tomando como base o ano de 2020, foi de 6315 GWh, concentrado principalmente nos setores residencial e comercial. A divisão de consumo entre os setores pode ser observada na figura (17).

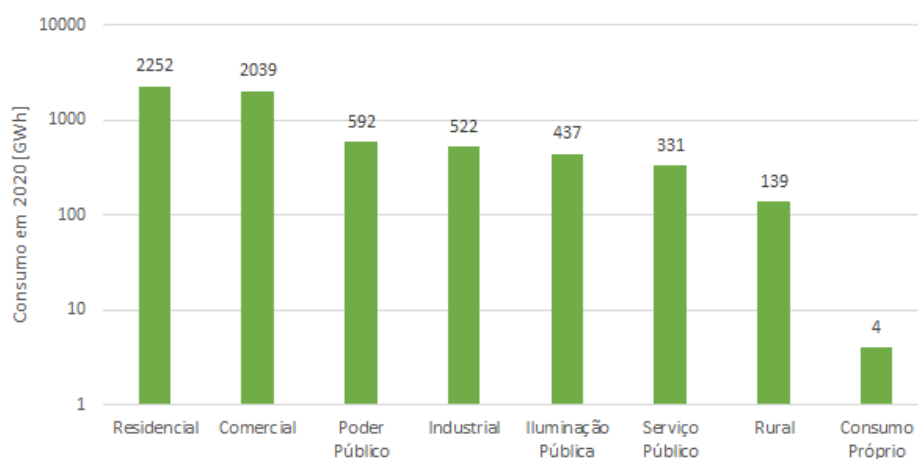


Figura 17 – Demanda energética no DF no ano de 2020(ENERGÉTICA, 2020)





## 3 Metodologia

A metodologia foi dividida em duas partes, uma que define a metodologia de revisão sistemática, *Methodi Ordinatio*, e uma parte que define a realização da análise técnica e econômica para os cenários de utilização de WTE propostos para o Distrito Federal.

### 3.1 Metodologia de revisão sistemática

A metodologia de revisão sistemática *Methodi Ordinatio* foi criada a partir da necessidade de uma qualificação dos artigos obtidos através de uma revisão bibliográfica sistematizada. Ela se baseia em três fatores principais para elencar a bibliografia analisada: ano de publicação, fator de impacto e citações.

Para aplicar a metodologia, 9 etapas são realizadas, sendo elas:

1. Estabelecimento da intenção de pesquisa;
2. Pesquisa preliminar com as palavras-chave nas bases de dados;
3. Definição das palavras chave e das bases de dados a serem utilizadas;
4. Busca final nas bases de dados;
5. Procedimentos de filtragem;
6. Identificação do fator de impacto, ano de publicação e número de citações;
7. Classificação dos artigos utilizando o *InOrdinatio*;
8. Localização dos artigos em formato integral;
9. Leitura sistemática e análise dos artigos classificados;

Na aplicação do *Methodi Ordinatio*, a intenção de pesquisa foi relacionar Economia Circular, Cidades Circulares e WTE, para estabelecer assim uma base teórica suficiente para a avaliação das tecnologias no contexto do DF.

Em seguida, a pesquisa preliminar foi feita nas bases Scopus e Web of Science. Uma vez que não há artigos que relacionem as três palavras chave até o momento em que a pesquisa foi realizada, optou-se por utilizar conjuntamente três cenários em que as palavras chave são combinadas aos pares. Em busca de outras palavras que poderiam ser

mais interessantes na busca, os assuntos relacionados à economia circular também foram analisados, mas optou-se por manter as palavras chave selecionadas previamente.

Com a definição de palavras chave e das bases de dados, para cada artigo é atribuído um fator de impacto (STREHL, 2005), seu ano de publicação e o número de citações. Com a caracterização do artigo, é aplicada a classificação dos artigos.

Com a classificação, selecionados os artigos que serão analisados, uma metodologia de leitura é aplicada. Caso a etapa mostre-se promissora e conectada ao tema buscado, o próximo passo é executado, da seguinte forma:

1. Leitura do resumo do artigo;
2. Leitura da introdução e das conclusões do artigo;
3. Leitura da discussão e dos métodos;
4. Leitura do artigo na íntegra.

É esperado que os artigos de maior relevância para o tema sejam selecionados, mantendo a qualidade da pesquisa ainda que nem todos os artigos disponíveis sejam analisados. A ordenação dos artigos deve indicar, em ordem de importância, os artigos mais importantes para a temática, selecionando novas informações fulcrais para o desenvolvimento do tema.

## 3.2 Avaliação da implementação de WTE

De forma geral, a avaliação de implementação de WTE no DF passa por três etapas, descritas na figura (18), sendo o objetivo de cada etapa responder a uma pergunta específica.

Na primeira etapa, buscou-se uma caracterização dos resíduos disponível na literatura e no PDGIRS, insumo da etapa seguinte.

Na segunda etapa, dada a caracterização obtida para os resíduos, a viabilidade técnica de aplicação foi analisada para dois cenários, utilizando incineração dos resíduos sólidos, cenário A, e biodigestão dos resíduos rurais, cenário B. O cenário A foi comparado com a atual gestão de resíduos pelo PDGIRS, enquanto o cenário B foi proposto dada a sua potencialidade.

Na terceira etapa foi estudada a viabilidade econômica das tecnologias que foram analisadas tecnicamente.

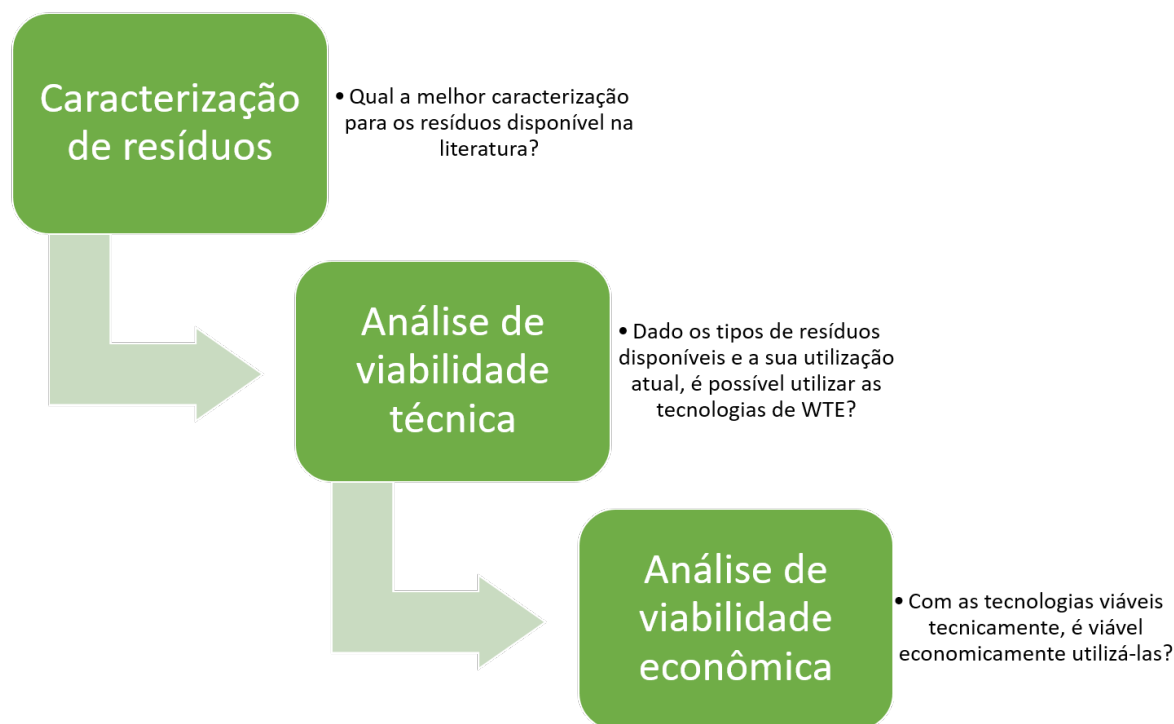


Figura 18 – Fluxo de realização da avaliação de implementação de WTE

### 3.2.1 Análise de viabilidade técnica

De forma geral, a partir da revisão de literatura foi observado o papel do WTE e do tratamento de resíduos dentro da economia circular, respeitando a hierarquia proposta pela literatura.

Definido que o WTE será utilizado como tecnologia de tratamento para o grupo de resíduos, proposto pela rota de valorização energética do PDGIRS, procurou-se pela melhor caracterização possível dada na literatura e em trabalhos anteriores. Para os tipos de resíduo, analisou-se a viabilidade técnica de operação de cada tecnologia que já estivesse em fase madura de desenvolvimento, isto é, os seus limites de operação e operação comum onde utiliza-se WTE.

Para a análise de viabilidade técnica, dois fatores são observados: O potencial de conversão de energia e a emissão de gases de efeito estufa. Em cada cenário proposto para implementação comparou-se os fatores analisados com o cenário em que não se implementa nenhuma nova tecnologia.

#### 3.2.1.1 Viabilidade técnica da incineração para conversão de energia

A primeira etapa é referente à estimativa da quantidade de resíduos produzidos. Uma vez que foi obtida uma projeção da geração de resíduos por tipo, além da quantidade possivelmente aproveitada pelo processo já implementado (PDGIRS, 2015), basta o cálculo de geração de matéria orgânica e rejeitos, sendo retirada a parte aproveitada pelas UTMB.

O valor  $R_{reciclaveis}$  se refere à quantidade de recicláveis retirada no processo de tratamento das UTMB, enquanto  $R_{org,UTMB}$  se refere à quantidade de matéria orgânica retirada no processo de tratamento das UTMB.

$$R_{msw,ano} = R_{msw,total} - R_{reciclaveis} - R_{org,UTMB} \quad (3.1)$$

A segunda etapa baseia-se no cálculo da conversão de energia no incinerador, a qual foi baseada diretamente na literatura obtida, que é relacionada na tabela (9).

Tabela 9 – Energia líquida no processo de incineração de MSW

Produção de energia [kWh/ton]	Autor
523	(LEONARD, 2003)
500	(BHADA; THEMELIS, 2008)
524,9	(PAPAGIANNAKIS, 2003)
475 a 800	(CONSONNI; GIUGLIANO; GROSSO, 2005)

Para um critério mais conservador, optou-se por utilizar o valor de 500 kWh/ton. O cálculo baseia-se simplesmente na geração anual possível utilizando o resíduo disponível, de acordo com a equação 3.2, na qual a energia  $E_{inc,ano}$ , gerada anualmente, é dada pela quantidade de resíduos produzidos,  $R_{msw,ano}$ , multiplicada pelo potencial de geração,  $P_{inc}$ .

$$E_{inc,ano} = R_{msw,ano} \cdot P_{inc} \quad (3.2)$$

A metodologia de cálculo de conversão de energia foi confrontada também com análises mais precisas dadas pela literatura (CONSONNI; GIUGLIANO; GROSSO, 2005), mostrando-se mais conservadora no que diz respeito à recuperação possível de energia no processo geral.

A terceira etapa baseia-se no cálculo de emissão de gases de efeito estufa, a qual foi baseada na literatura obtida (TAN et al., 2014)(HWANG et al., 2017)(CHEN; LIN, 2008). Para um critério mais conservador, optou-se por utilizar o valor de 0,49 tonelada de  $CO_2$  produzida para cada tonelada de MSW incinerado, o valor mais alto encontrado. Porém, é interessante ressaltar que existe na literatura valores de até 0,14  $t_{CO_2}/t_{MSW}$ . O cálculo da emissão é feito de acordo com o resíduo incinerado, de acordo com a equação 3.3. Os valores obtidos para o incinerador podem ser considerados como o total equivalente de emissão de gases de efeito estufa, uma vez que a emissão de  $CH_4$  e  $N_2O$  são praticamente desprezíveis frente à emissão de  $CO_2$  no processo de incineração(HWANG et al., 2017).

$$CO_{2inc,ano} = R_{msw,ano} \cdot t_{CO_2}/t_{MSW} \quad (3.3)$$

### 3.2.1.2 Cálculo de possível geração e emissão de um aterro para comparação

Para comparação de viabilidade entre a implementação do cenário ou não implementação, é necessário que a alternativa de não implementação também seja analisada, ou seja, a deposição de todos os resíduos não aproveitados pelo PDGIRS em aterro sanitário.

Para o cálculo de geração utilizou-se a equação do IPCC(CHANGE et al., 2007), juntamente com outros trabalhos que afirmam que cerca de 95% do metano gerado será devido aos resíduos rapidamente degradáveis, enquanto o restante será gerado pelos resíduos lentamente degradáveis(TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993). A composição do MSW utilizado no cálculo seguirá a caracterização gravimétrica disponível (PDGIRS, 2015), já retirando a parcela utilizada nas UTMB.

A equação 3.4 permite o cálculo da emissão de metano, baseada em (KUMAR et al., 2004). Na equação,  $Msw_t$  se refere ao resíduo deposto no aterro,  $Mcf$  é o fator de correção de produção de metano, utilizado como 0,8 para o caso(CHANGE et al., 2007),  $Doc$  é a fração degradável de carbono,  $Doc_f$  é um relativo a uma correção no valor de  $Doc$ , adotado como 0,77 (CHANGE et al., 2007),  $F$  a fração de metano no gás, adotada como 0,5 (KUMAR et al., 2004) e  $R$  o fator de recuperação de metano, considerado 0 neste caso, uma vez que não há recuperação.

$$CH_{4,aterro} = Msw_t \cdot Mcf \cdot Doc \cdot Doc_f \cdot F \cdot \left(\frac{16}{12} - R\right) \quad (3.4)$$

O fator  $Doc$  é calculado com base nas frações gravimétricas e em dados tabelados (CHANGE et al., 2007).

Para o caso do aterro, com o potencial de efeito estufa do metano sendo 21 vezes superior ao dióxido de carbono, a emissão de  $CO_2$  pode ser considerada praticamente irrelevante no que diz respeito ao potencial de efeito estufa, uma vez que corresponde somente a 2% do total dada a média de emissões(BORBA et al., 2018).

Caso seja considerada uma tecnologia de recuperação do  $CH_4$ , é possível calcular a obtenção de energia utilizando seu poder calorífico inferior, de  $9,92 \text{ kWh}/Nm^3$ . É necessário ainda considerar que cerca da metade do metano gerado em aterros é fugidio, escapando pela superfície. Além disso, cerca de 10% do metano fugidio é oxidado próximo à superfície, equivalendo a um total de 4%(CZEPIEL et al., 1996).

Assim, para o cálculo de uma possível geração considerando a captação de todo o metano capturável, pode-se utilizar a equação 3.5, com  $\eta_{ger}$  a eficiência de conversão de energia, enquanto para nova geração equivalente em  $CO_2$ , multiplica-se o resultado da equação 3.4 por 11. Para a conversão de energia elétrica utiliza-se 0,36 para  $\eta$ , considerando biogás com concentração de  $CH_4$  de até 92% (COSTA, 2006).

$$E_{aterro,ano} = 0,5 \cdot CH_{4aterro,ano} \cdot PCI_{metano} \cdot \eta_{ger} \quad (3.5)$$

### 3.2.1.3 Viabilidade técnica de biodigestão dos resíduos agrícolas e emissão de gases de efeito estufa

Uma vez que a matéria analisada é totalmente orgânica, a viabilidade de uso de biodigestores é direta. Porém, é interessante a análise da potencial produção média de metano. A geração possível de metano é estimada através do potencial de produção de geração de resíduos agrossilvopastoris, sua caracterização e quantidade cadastrada de produtores (EMATER, 2020), como mostrado na equação 3.6.

$$CH_{4asp} = P_{asp} \cdot R_{asp,ano} \quad (3.6)$$

O potencial de geração é calculado através da metodologia dada por literatura (CHANGE et al., 2007), mas baseia-se em uma média ponderada do potencial de geração de cada tipo de resíduo pela composição do resíduo produzido. A composição foi estimada baseada nos dados disponíveis em literatura (EMATER, 2020). O potencial de geração para cada tipo individual de resíduo é baseado em dados disponíveis na literatura para resíduos de pecuária (ABDESHAHIAN et al., 2016) e para os resíduos de café (NEVES; OLIVEIRA; ALVES, 2006), milho (LI et al., 2013), soja (ZHU et al., 2014), sorgo (SAMBUSITI et al., 2012) e trigo (LI; CHEN; WU, 2019). A energia convertida a partir do metano pode ser calculada de acordo com a equação 3.7.

$$E_{asp} = CH_{4asp} \cdot PCI_{metano} \cdot \eta_{ger} \quad (3.7)$$

Ainda que existam metodologias desenvolvidas para a estimativa de emissão decorrentes da implantação de cada tipo de projeto de WTE, não existem metodologias desenvolvidas para a estimativa de emissão para um caso com tantos diferentes resíduos aplicados à biodigestão (SZYMANSKI; BALBINOT; SCHIRMER, 2010).

Considera-se que a combustão do  $CH_4$  será completa e todo metano produzido será convertido em  $CO_2$  ao fim do processo. Desse modo, as parcelas de  $CO_2$  no biogás, a parte transformada em biomassa microbiana dentro do reator e a parcela de carbono que não é digerida devido à eficiência do reator continuam no sistema. Assim, todo o carbono que entra no sistema de biodigestão anaeróbica será emitido na forma de  $CO_2$  ao final do processo (SZYMANSKI; BALBINOT; SCHIRMER, 2010).

Nesse caso, como a mudança no processo atual de gestão de resíduos baseia-se basicamente na utilização do biogás como forma de conversão de energia elétrica, o total de emissões evitadas pelo uso do biogás é dado pelas emissão evitada pela geração de energia elétrica do Sistema Interligado Nacional do Brasil ((MCT), 2020), de  $0,454 \text{ tCO}_2/MWh$ .

### 3.2.2 Análise de viabilidade financeira

Observando que os cenários distintos são propostos a diferentes clientes, o Governo do Distrito Federal para o cenário A e produtores rurais para o cenário B, diferentes premissas são utilizadas para o sucesso de viabilidade financeira.

Para o cenário A, a redução significativa de gastos com o manejo de resíduos urbanos, responsabilidade legal do GDF, é suficiente para o sucesso do projeto. Para o cenário B, é necessário que as receitas excedam os gastos anuais do projeto, uma vez que atualmente há muito pouco ou nenhum gasto para o manejo de resíduos agrossilvopastoris, de responsabilidade legal dos produtores.

O desenvolvimento da primeira metodologia de cálculo é modelada com base em custos distribuídos através de fluxos de caixa uniformes, já adotado na literatura (NOGUEIRA, 2015), adaptado de (CARVALHO, 2006). Uma representação gráfica do modelo é mostrada na figura (19), que mostra o fluxo de caixa real ao longo da vida de uma instalação para produção ou economia de energia, na qual:

- CE - Custo do Equipamento (Custo Concentrado);
- CI - Custo de Instalação
- CM - Custo de Manutenção e Operação
- CC - Custo do Insumo Energético (Combustível)
- VS - Valor do Subproduto
- R - Valor Residual do investimento ao fim da vida útil da instalação
- v - Vida útil da instalação
- $t_c$  - Tempo de construção

Considerando o tempo 0 no início da operação, pode-se estimar o investimento inicial  $I$  como sendo o Valor Futuro relativo ao  $CE$ , somado à série uniforme  $CI$ . Desse modo, tem-se a equação 3.8, na qual  $i$  é a taxa de juros no período na mesma unidade de tempo de  $t_c$ , o tempo de construção e instalação.

$$I = CI \frac{(1+i)^{t_c} - 1}{i} + CE(1+i)^{t_c} \quad (3.8)$$

Considerando um custo distribuído total, isto é, para um tempo infinito no qual exista a reposição de valores ao final da vida útil da tecnologia, tem-se a equação 3.9.

$$CD_{total} = CC + CM - VS + I \cdot i + \frac{(I - R) \cdot i}{(1+i)^v - 1} \quad (3.9)$$

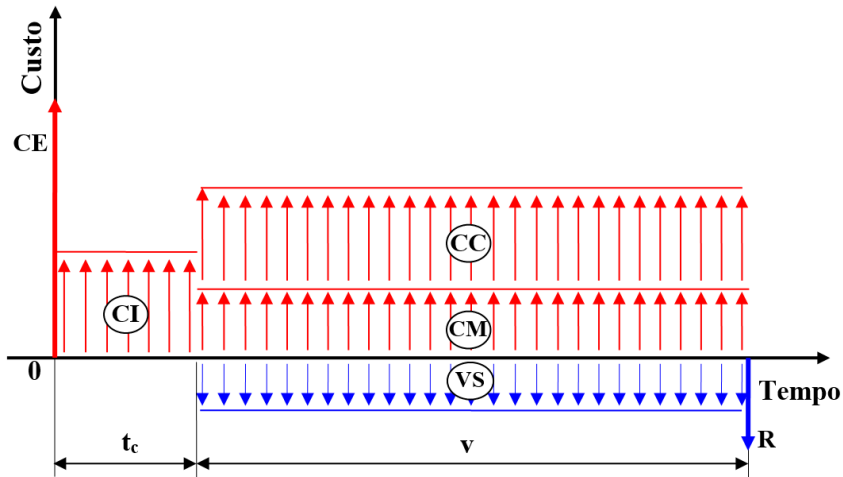


Figura 19 – Fluxo de caixa de um empreendimento energético genérico (NOGUEIRA, 2015)

Assim, para a o tempo de recuperação do investimento, tem-se a equação 3.10, na qual  $B$  é o valor de venda de energia produzida ou redução da utilização de energia pela unidade rural, subtraído de  $CD_{total}$ .

$$T = -\frac{\ln(1 - \frac{I \cdot i}{B})}{\ln(1 + i)} \quad (3.10)$$

Além disso, pode-se obter a relação Custo/Benefício em US\$/kWh dividindo  $CD_{total}$  pela energia total produzida anualmente, de acordo com a equação 3.11.

$$C/B = (CC + CM - VS + I \cdot i + \frac{(I - R) \cdot i}{(1 + i)^v - 1}) \cdot \frac{1}{E} \quad (3.11)$$



## 4 Discussão e Análise

A seção de discussão e análise foi dividida em três partes. A primeira parte refere-se aos resultados da revisão sistemática, base do estudo. A segunda parte refere-se ao contexto do Distrito Federal quanto ao manejo de resíduos e caracterização dos resíduos. A terceira parte se refere à análise das tecnologias que poderiam ser implementadas no contexto do Distrito Federal.

### 4.1 Revisão sistemática

Na fase de pesquisa preliminar, obteve-se através do software SciMat os assuntos correlatos com WTE. Pode-se observar na figura (21) os assuntos mais relacionados com WTE no período mais atual. Na figura é possível observar temas de maior importância que devem ser levados em conta no passo de análise das tecnologias:

- Recuperação de energia;
- Eficiência térmica;
- Desenvolvimento sustentável;
- Separação do tipo de resíduos;
- Utilização de meios de simulação;
- Hierarquia na utilização dos resíduos;
- Adequação aos preceitos da economia circular;

Ainda para Waste to Energy, é possível ver que há grande diversificação dos assuntos relacionados com o passar do tempo. Na figura (20) pode-se observar os assuntos relacionados à WTE no período de 2004 a 2011, enquanto na figura (21) pode-se observar, em 2020, os assuntos relacionados à WTE.

Para a economia circular, palavra chave mais ligada à WTE no contexto analisado, é possível observar grande diversificação de áreas, haja vista o aumento do número de assuntos correlatos ao longo do período analisado, de 2011 a 2020. É possível observar nas figuras (22) e (23) a grande diversificação de áreas relacionadas à economia circular.

Além disso, em uma análise de artigos publicados por ano, é possível perceber um aumento no número de artigos publicados ao longo do tempo. É possível que o contexto de pandemia global ocorrido no ano de 2020 tenha diminuído bastante o número de

publicações na área, mesmo assim há um número quase igual em publicações ao ano de 2019. Por fim, considerando somente 3 meses do ano de 2021 há uma tendência de grande aumento no número de artigos para este ano, o que pode ser observado na figura (24).

Ainda nesse contexto, o número de artigos por par analisado é mostrado na figura (25). Considerando que o termo "Cidade Circular" ainda é muito novo, é comum que este seja menos relacionado nos artigos observados. Além disso, é interessante observar que a maior parte dos artigos, cerca de 80%, se refere ao par Waste to Energy e Economia Circular.

Pode-se consultar os artigos analisados por área de concentração no apêndice 1, que relaciona cada artigo por palavra chave principal.

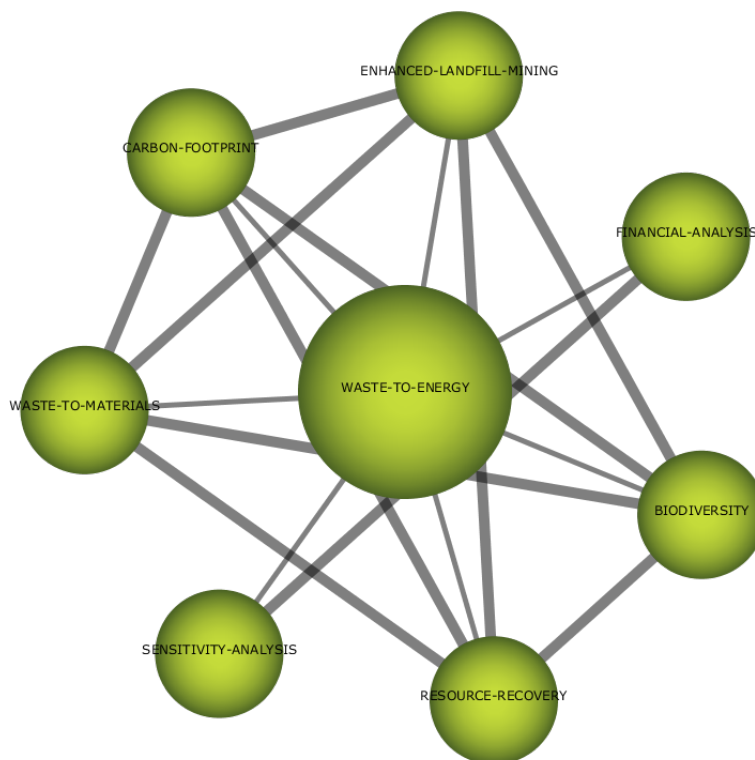


Figura 20 – Assuntos correlatos com WTE de 2004 a 2011

Visto que a correlação mais forte encontrada foi entre as palavras chave já buscadas, mantiveram-se as palavras chave para a aplicação da metodologia. Desse modo, com as palavras chave definidas, assim como as bases, Scopus e Web of Science, foi realizada uma busca final nas bases de dados, obtendo um total bruto de 191 artigos, após a filtragem.

Para a classificação *InOrdinatio* utilizou-se o fator  $\alpha = 8$ , dando elevada importância para a atualidade dos artigos, visto que se trata de um tema novo, como demonstrado na figura (24), que mostra que a maior parte dos artigos se concentra nos últimos 5 anos.

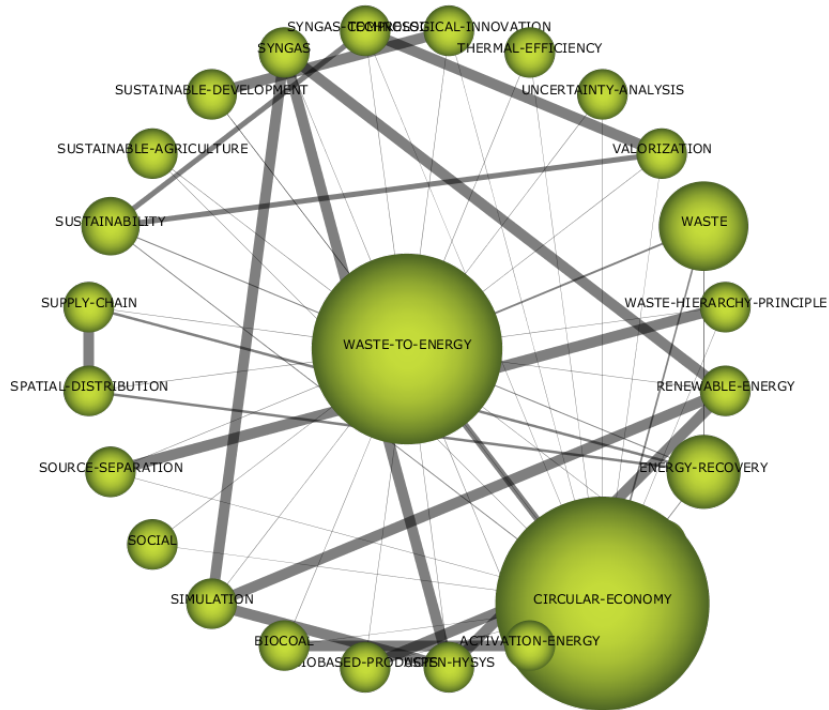


Figura 21 – Assuntos correlatos com WTE em 2020

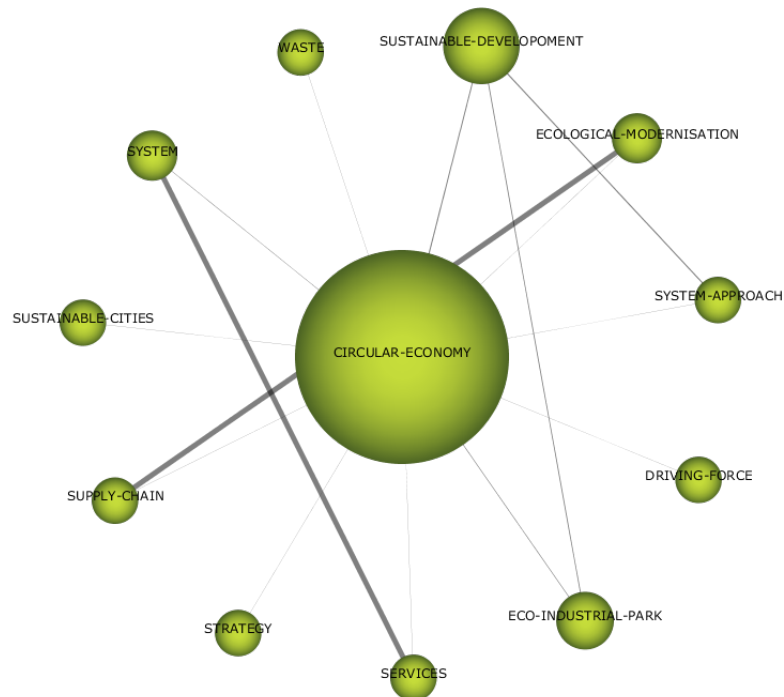


Figura 22 – Assuntos correlatos com *Circular Economy* de 2004 a 2011

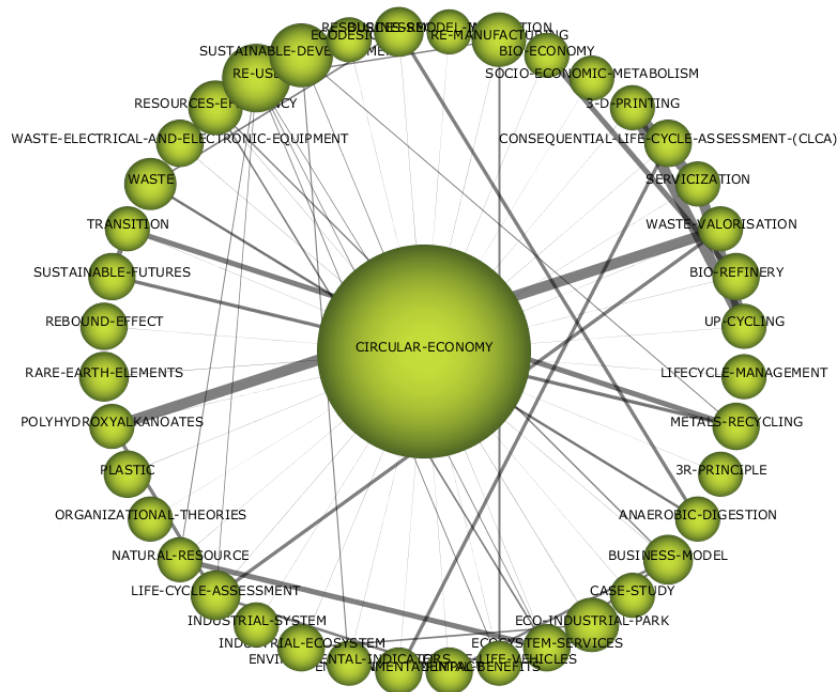


Figura 23 – Assuntos correlatos com *Circular Economy* em 2020

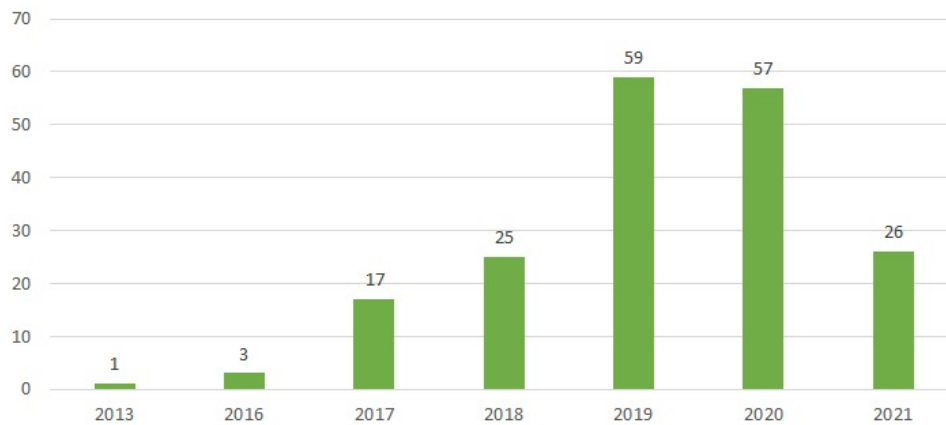


Figura 24 – Número de artigos publicados por ano dentro do conjunto analisado

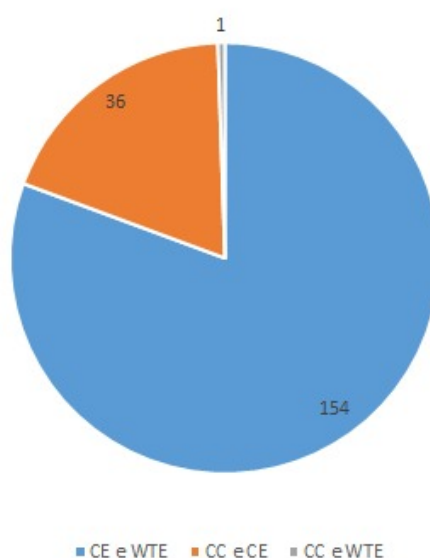


Figura 25 – Número de artigos por par de palavras chave

Para a amostra de artigos obtida, fez-se a leitura dos 80 artigos mais importantes dentro da classificação obtida, utilizando a metodologia de leitura apresentada. A classificação dos artigos lidos pode ser vista no apêndice, juntamente com número de citações e ano de publicação.

## 4.2 Análise de viabilidade técnica da implementação de WTE no DF

Para a análise de viabilidade técnica é necessário primeiro caracterizar os resíduos utilizáveis no DF. Posteriormente propõe-se um cenário de implementação de WTE para o meio urbano e um cenário para o meio rural, os quais são analisados.

### 4.2.1 Resíduos utilizáveis para WTE no DF

Seguindo os preceitos já definidos pelo PDGIRS (PDGIRS, 2015) e pela hierarquia proposta pela economia circular (GHARFALKAR et al., 2015), os resíduos disponíveis para a utilização de WTE são divididos em dois grupos, o resíduo sólido urbano e o resíduo especial.

O resíduo sólido urbano brevemente caracterizado pelo PDGIRS é dividido entre recicláveis, matéria orgânica e demais resíduos. Desse modo, a maior parte dos resíduos são inicialmente utilizáveis para o WTE.

No segundo grupo, de resíduo especial, há a possibilidade de utilização dos resíduos agrossilvopastoris, de origem orgânica, com uma produção de cerca de 7300 toneladas diá-

rias. Atualmente não há destinação para os resíduos agrossilvopastoris, sendo estes em sua maioria não tratados (PDGIRS, 2015). A produção dos resíduos agrossilvopastoris é ainda concentrada em duas regiões administrativas vizinhas, Planaltina e Paranoá, somando quase 70% da geração total de resíduos e 87% dos resíduos agrícolas, facilitando bastante a logística de aproveitamento.

Seguindo o balanço de massa médio proposto (PDGIRS, 2015), a divisão de resíduos depositada no aterro é função dos processos de reciclagem e compostagem nas UTMB. Considerando que a retirada de recicláveis e orgânicos é de alta eficiência dentre as porções retiradas do resíduo total, além de uma composição homogênea dada pela gravimetria analisada, a composição dos resíduos depositados é de acordo com a tabela 10.

Tabela 10 – Composição e valores totais depositados no aterro

Classificação	Material	%	Total [t]
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares/jardins	46,79%	1497,6
	Papelão Ondulado	4,18%	133,7
Papéis	Papel Branco	0,99%	31,6
	Papel Misto	2,34%	74,8
	Outros papéis	3,43%	109,6
	PEAD	1,57%	50,1
Plásticos	Plástico Filme PRETO	2,32%	74,2
	Plástico Filme MISTO	5,76%	184,4
	Outros plásticos	4,96%	158,7
Metais	Ferrosos, Alumínios e outros	1,52%	48,8
Vidros	Vidros	2,08%	66,7
Outros Resíduos	Outros Resíduos	6,43%	205,7
Rejeitos	Areia, pedras e contaminantes biológicos	17,64%	564,5
Total [t]			3200,4

#### 4.2.2 Poder calorífico e potencial de conversão de energia dos resíduos

Para o MSW, diversos valores foram encontrados por diversos autores para a produção de energia através da incineração, os quais podem ser observados na tabela 9, baseada também no trabalho de (MARTINS, 2017). Essa produção média de energia já se baseia na energia líquida que pode ser retirada usando a tecnologia de incineração.

Além disso o poder calorífico inferior de resíduos vegetais é de cerca de 3400 kWh/ton, considerando um valor sugerido de 30% de umidade (PINHEIRO; RENDEIRO; PINHO, 2005)(BARBIERI, 2013).

Para o poder calorífico total do aterro, utilizou-se a composição gravimétrica estimada na deposição final do aterro, que foi estimada através dos balanços de massa mostrados no PDGIRS, assim como valores disponíveis em literatura para cada tipo de resíduo (TSAI, 2016)(BEYLOT et al., 2018)(CONSONNI; GIUGLIANO; GROSSO, 2005).

Tabela 11 – Poder calorífico inferior de cada tipo de material e poder calorífico inferior total do MSW deposto em aterro

Classificação	Material	%	PCI [MJ/kg]
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares/jardins	46,79%	1,72
Papéis	Papelão Ondulado	4,18%	13,22
	Papel Branco	0,99%	13,22
	Papel Misto	2,34%	13,22
	Outros papéis	3,43%	13,22
	PEAD	1,57%	26,18
Plásticos	Plástico Filme PRETO	2,32%	26,18
	Plástico Filme MISTO	5,76%	26,18
	Outros plásticos	4,96%	26,18
Metais	Ferrosos, Alumínios e outros	1,52%	-0,12
Vidros	Vidros	2,08%	-0,06
Outros Resíduos	Outros Resíduos	6,43%	0,00
Rejeitos	Areia, pedras e contaminantes biológicos	17,64%	-0,06
Total [MJ/kg]			6,05

De acordo com a literatura, para valores de PCI acima de  $4,96 \text{ MJ/kg}$  a combustão se mantém para os limites desejáveis no processo de combustão, não havendo necessidade da utilização de combustíveis auxiliares no processo de queima (CHEN; CHRISTENSEN, 2010). Porém, quanto maior o PCI, mais interessante é a utilização da tecnologia.

### 4.2.3 Cenários de implementação de WTE no DF

Para a análise técnica de viabilidade de uso de WTE para os resíduos no DF, foram determinados dois cenários que já contam com desenvolvimento em outras localidades, como o uso de incineradores, amplamente utilizados no mundo e em processo de desenvolvimento no Brasil (MARTINS, 2017). Para a especificidade do cenário do Distrito Federal e adequação ao plano de manejo de resíduos atualmente implementado, o PDGIRS, os cenários foram adequados aos resíduos disponíveis.

#### 4.2.3.1 O cenário urbano

De forma básica, o cenário A propõe a instalação de uma planta de incineração com os objetivos de conversão de energia e redução do volume destinado ao aterro sanitário, utilizando para isso os rejeitos dos outros processos.

O cenário é motivado pelo MSW não tratado atualmente pelo PDGIRS, ou seja, os resíduos não recicláveis, orgânicos que não sejam tratados pelas Unidades de Tratamento Mecânico Biológico, ETMB, e demais resíduos e rejeitos, que seriam destinados aos Aterros Sanitários. O cenário A complementa o atual processo de gestão de resíduos do DF, adicionando a etapa de incineração dos rejeitos excedentes antes da deposição nos aterros, recuperando ainda energia que não seria utilizada, uma vez que esses resíduos seriam

levados diretamente para o aterro. O processo do cenário pode ser observado na figura (26).

O cenário A é baseado em comparações entre diversos tipos de processos de incineradores (CONSONNI; GIUGLIANO; GROSSO, 2005). Em estudos de caso já realizados, o pré processamento dos resíduos, mesmo aumentando a densidade energética do resíduo, tem somente efeitos marginais na eficiência energética da planta de incineração, sendo mais interessante a utilização do resíduo assim como ele é obtido em plantas de conversão de larga escala (CONSONNI; GIUGLIANO; GROSSO, 2005).

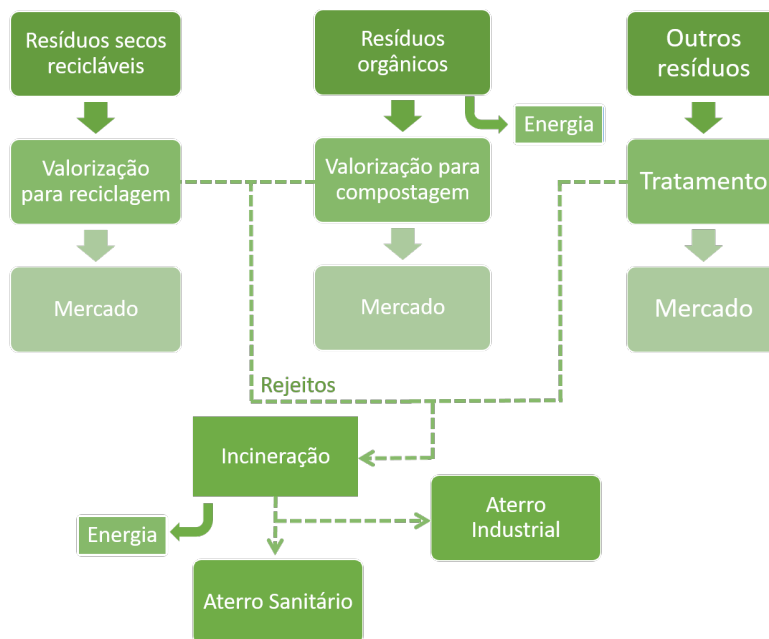


Figura 26 – Processo do cenário A - Adição de incineração dos resíduos excedentes

Observando o poder calorífico obtido para o resíduo depositado em aterro, este se encontra ligeiramente abaixo do PCI médio para incineradores implementados em outras localidades (TSAI; KUO, 2010). Porém, o valor obtido para a geração líquida de energia obtido está de acordo com o definido pela literatura, mostrado na tabela (9).

#### 4.2.3.2 O cenário rural

No cenário B propõe-se a implementação da biodigestão dos resíduos agrossilvopastoris. A motivação é baseada na produção de resíduos de agricultura e pecuária diários do DF, concentrados em 87% de seu valor total em duas regiões administrativas vizinhas, Paranoá e Planaltina. O valor gerado na agricultura é quase 2 vezes maior que todo resíduo urbano proveniente de matéria orgânica, porém não sendo tratado e não havendo plano de tratamento atual (PDGIRS, 2015). Além disso, considerando só a produção de grandes culturas, onde há maior quantidade de resíduos centralizados, Planaltina e Paranoá juntos representam cerca de 93% da produção do DF e 95% da área cultivada (EMATER, 2020).



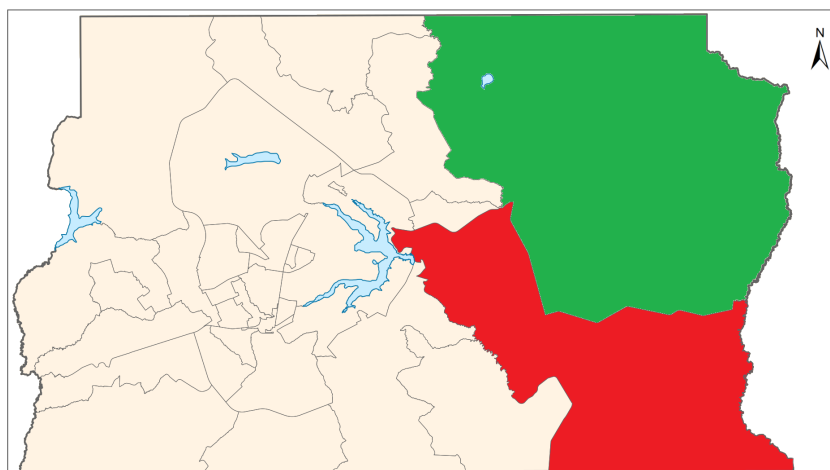


Figura 27 – Mapa do DF, em vermelho a região administrativa do Paranoá, em verde a região administrativa de Planaltina

Na figura (27) é possível observar as duas regiões administrativas que concentram a maior parte da produção de resíduos de agricultura, Paranoá e Planaltina.

Considerando que o DF conta com 5246 estabelecimentos agropecuários, com uma área total de 257047 hectares, uma logística de coleta dos resíduos é ineficiente, uma vez que os resíduos se encontram muito distribuídos (IBGE, 2017b). Corrobora para esta afirmação os dados do cadastro de endereços do censo agropecuário de 2017 (IBGE, 2017a). Na figura (28), é possível ver a distribuição dos endereços rurais com significativa produção cadastrados em cada região administrativa. No Paranoá e Planaltina, as duas regiões mais a Leste do mapa, os endereços tendem a ser bastante descentralizados, dificultando a logística de uma tecnologia centralizada. Foram considerados endereços rurais como sendo chácaras, fazendas, sítios, granjas e glebas no cadastro do censo agropecuário.

Considerando a produção de resíduos e quantidade de endereços rurais de significativa produção, obtém-se a tabela (12) e tabela (13). É possível observar que para as unidades significativas há uma geração média interessante de resíduos por unidade.

Tabela 12 – Produção de resíduos agrícolas e número de unidades significativas em Planaltina e Paranoá

Região Adm	U. Significativas	Área [ha]	Resíduos agrícolas [t]	Resíduo/Endereço [t/dia]
Planaltina	1390	74294,31	395361,7	0,779268
Paranoá	657	47811,78	469913,5	1,959565

Tabela 13 – Produção de resíduos de pecuária e número de unidades significativas em Planaltina e Paranoá

Região Adm	U. Significativas	Área [ha]	Resíduos pecuária [t]	Resíduo/Endereço [t/dia]
Planaltina	1390	74294,31	604593,1	1,191669
Paranoá	657	47811,78	368119,6	1,535079

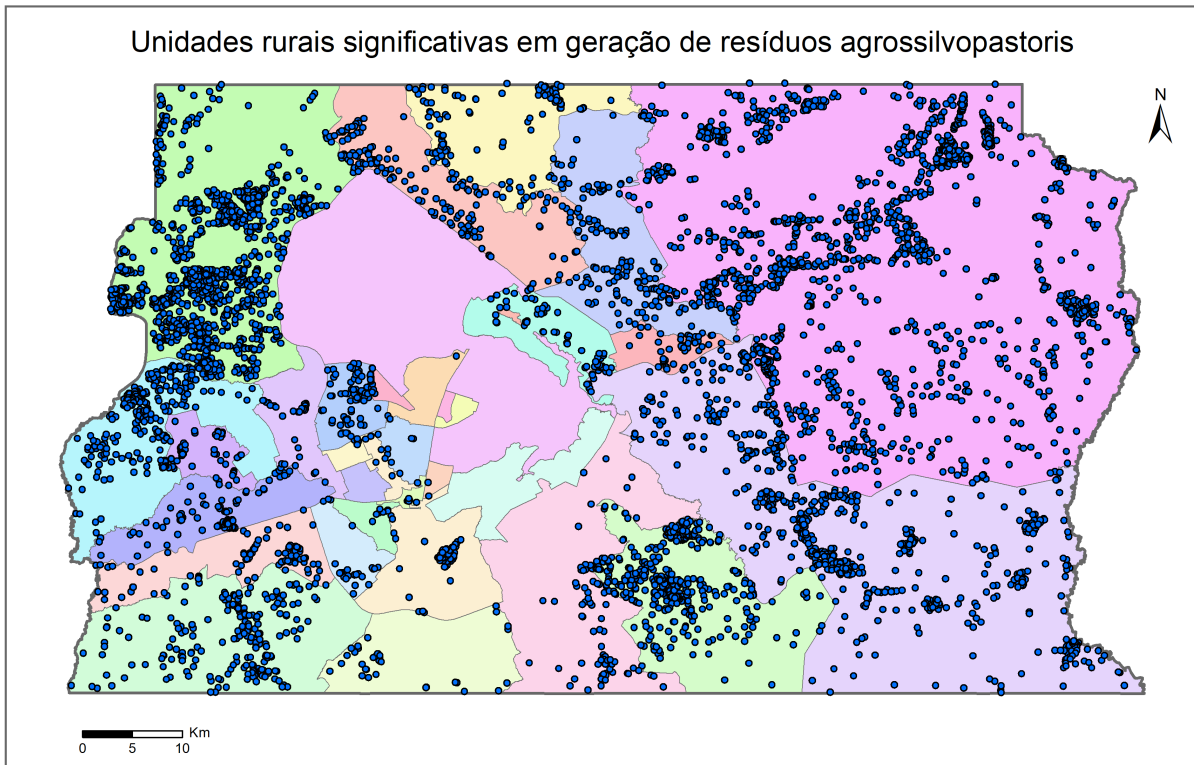


Figura 28 – Unidades rurais significativas em geração de resíduos agrossilvopastoris

Frente à essa problemática, propõe-se um cenário baseado no trabalho de (PORTO, 2019).

No trabalho referência (PORTO, 2019), dado o desempenho positivo de projetos de produção de biogás de pequeno porte, é proposta a implementação de condomínios de agroenergia constituídos por empreendimentos familiares rurais, de forma descentralizada. Para uma análise de caso, utilizou-se um projeto piloto, o Condomínio Ajuricaba, o qual obteve desempenho satisfatório.

Assim, para o cenário B, propõe-se a implementação de biodigestores descentralizados com base nos resíduos agrossilvopastoris das regiões administrativas de Planaltina e Paranoá. Estas regiões concentram a maior parte dos resíduos totais produzidos no DF, em especial para as unidades significativas que apresentam maior quantidade de resíduos e maior concentração. Com uma maior concentração de resíduos há por consequência uma maior densidade energética por área.

#### 4.2.4 Estimativa de caracterização dos resíduos rurais

Utilizando a produção média de grandes culturas do DF é possível estimar uma caracterização gravimétrica para os resíduos agrossilvopastoris do DF, com resultado mostrado na tabela (14). Para avaliação da quantidade de resíduos produzidos por tipo de animal utilizou-se o trabalho de (ABDESHAHIAN et al., 2016) e os dados disponibiliza-

dos pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal (EMATER, 2020).

Tabela 14 – Composição estimada por tipo de resíduo

Região Administrativa	Origem	Tipo de resíduo	Composição
Planaltina	Pecuária	Bovino	27,84%
		Suíno	7,75%
		Ave	64,41%
	Agricultura	Café	0,06%
		Feijão	6,55%
		Milho	51,92%
		Soja	38,47%
		Sorgo	2,99%
Paranoá	Pecuária	Bovino	44,58%
		Suíno	31,65%
		Ave	23,77%
	Agricultura	Café	0,19%
		Feijão	1,72%
		Milho	47,43%
		Soja	43,46%
		Sorgo	6,14%
		Trigo	1,06%

#### 4.2.5 Resultados da conversão energética e emissões de gases de efeito estufa

Os resultados de geração, emissões e recuperação energética possível dados pelo cenário A são mostrados na tabela (15), considerando a projeção anual de geração de resíduos e a manutenção do padrão gravimétrico ao longo do tempo.

Para efeito de comparação, foi calculada a emissão de  $CH_4$  e  $CO_2eq$  para a situação atual, isto é, sem a utilização da tecnologia de incineração e deposição de todos os resíduos não retirados do processo em aterro sanitário, mostrada na tabela (16).

Para o cenário B, a geração potencial de metano considerou os resíduos agrossilvopastoris em sua totalidade, mostrado na tabela (17). Para a geração potencial elétrica, considerando a eficiência dada em literatura, obteve-se a tabela (18). Para a redução potencial de emissão de  $CO_2$  obteve-se a tabela (19).

Porém, nem todo resíduo agrossilvopastoril indicado pode ser utilizado no processo, uma vez que esse resíduo, mesmo em uma mesma propriedade, está disperso na propriedade. Considerando que há um aproveitamento de 75% do resíduo produzido e uma fuga de 5% do metano produzido, o valor estimado para as regiões é mostrado na tabela (20) e tabela (21).

Tabela 15 – Resultados de geração, energia recuperada e emissões para o caso A

Ano	MSW coletado [t]	MSW incinerado[t]	$E_{bruta}$ [GWh/ano]	$E_{liquida}$ [GWh/ano]	$CO_{2eq}$ gerado [t]
2021	1.270.112	1.135.480	1.911	568	556.385
2022	1.292.857	1.155.814	1.945	578	566.349
2023	1.315.267	1.175.849	1.979	588	576.166
2024	1.337.307	1.195.552	2.012	598	585.821
2025	1.358.951	1.214.902	2.045	607	595.302
2026	1.380.123	1.233.830	2.076	617	604.577
2027	1.400.803	1.252.318	2.108	626	613.636
2028	1.421.017	1.270.389	2.138	635	622.491
2029	1.440.734	1.288.016	2.168	644	631.128
2030	1.459.932	1.305.179	2.196	653	639.538
2031	1.477.982	1.321.316	2.224	661	647.445
2032	1.495.463	1.336.944	2.250	668	655.103
2033	1.512.356	1.352.046	2.275	676	662.503
2034	1.528.642	1.366.606	2.300	683	669.637
2035	1.544.304	1.380.608	2.323	690	676.498
2036	1.559.323	1.394.035	2.346	697	683.077
2037	1.573.681	1.406.871	2.368	703	689.367

Tabela 16 – Emissão de  $CH_4$  e  $CO_{2eq}$  para a atual gestão de resíduos com aterro no DF

Ano	MSW potencial coletado [t]	Emissão $CH_4$ [t]	Emissão $CO_{2eq}$ [t]
2021	1.270.112	46.122	931.660
2022	1.292.857	46.948	948.344
2023	1.315.267	47.762	964.783
2024	1.337.307	48.562	980.950
2025	1.358.951	49.348	996.826
2026	1.380.123	50.117	1.012.356
2027	1.400.803	50.868	1.027.526
2028	1.421.017	51.602	1.042.353
2029	1.440.734	52.318	1.056.816
2030	1.459.932	53.015	1.070.898
2031	1.477.982	53.670	1.084.138
2032	1.495.463	54.305	1.096.961
2033	1.512.356	54.918	1.109.353
2034	1.528.642	55.510	1.121.299
2035	1.544.304	56.079	1.132.787
2036	1.559.323	56.624	1.143.804
2037	1.573.681	57.145	1.154.336

Tabela 17 – Geração potencial de metano para o cenário B considerando queima completa

Região Adm	Origem	Produção total anual de metano [ $m^3$ ]	Total anual por RA [ $m^3$ ]	Total anual [ $m^3$ ]
Planaltina	Pecuária	348.398.976	460.434.216	797.423.110
	Agricultura	112.035.240		
Paranoá	Pecuária	203.774.730	336.988.894	
	Agricultura	133.214.163		

Tabela 18 – Geração potencial elétrica para o cenário B considerando queima completa

Região Adm	Origem	Geração anual total [GWh]	Total anual por RA [GWh]	Total anual [GWh]
Planaltina	Pecuária	1.239	1.637	2.836
	Agricultura	398		
Paranoá	Pecuária	725	1.198	
	Agricultura	474		

Tabela 19 – Redução potencial de emissão de  $CO_2$  para o cenário B

Região Adm	Origem	Emissões de $CO_2$ evitadas [t]	Emissões de $CO_2$ evitadas por RA [t]	Emissões totais de $CO_2$ evitadas [t]
Planaltina	Pecuária	558.760	738.441	1.278.901
	Agricultura	179.681		
Paranoá	Pecuária	326.812	540.460	
	Agricultura	213.648		

Tabela 20 – Cenário B possível

Região Adm	Origem	Prod. anual [ $m^3$ ]	Geração anual [GWh]	Emissão total $CO_2$ evitada [t]
Planaltina	Pecuária	248.234.270	883	398.116
	Agricultura	79.825.109	284	128.023
Paranoá	Pecuária	145.189.495	516	232.854
	Agricultura	94.915.091	338	152.224
Total		568.163.966	2.020	911.217

Tabela 21 – Cenário B possível por tonelada de resíduo agrossilvopastoril produzido [ $t/t_r$ ]

Região Adm	Origem	Prod. [ $m^3/t_r$ ]	Geração [ $MWh/t_r$ ]	Emissão total $CO_2$ evitada [ $t/t_r$ ]
Planaltina	Pecuária	410,58	1,46	0,658
	Agricultura	201,90	0,72	0,324
Paranoá	Pecuária	394,41	1,40	0,633
	Agricultura	201,98	0,72	0,324

## 4.3 Viabilidade econômica da implementação de WTE no DF

### 4.3.1 Cenário A

De início, considera-se a capacidade instalada necessária para a operação de 3200 toneladas diárias. Considerando plantas de incineração já implementadas, para uma planta de capacidade máxima de 640 toneladas diárias há um investimento inicial de cerca de 232,4 milhões de reais. Por ser um investimento já documentado, o cenário utilizará 6 usinas de incineração do modelo analisado (BRITO, 2013). Utiliza-se o empréstimo de capital tomado junto ao Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social, BNDES, de 9,71% a.a.

Utilizando o valor indicado para o custo de manutenção (NOGUEIRA, 2015), que pode ser definido como um custo fixo proporcional ao investimento inicial, por ano de operação, de 20% do valor do investimento inicial, tem-se o valor de custo de manutenção e operação.

Considerando os valores licitados pelo GDF (PDGIRS, 2015), o custo do insumo energético pode ser representado como o custo de coleta e transporte dos resíduos, de R\$ 86,25 por tonelada de resíduo, totalizando uma média de R\$ 118.273.072,50. Considera-se ainda que o valor de subproduto é dado pelo valor final associado ao subproduto, que inclui metais, vidro, cinzas e outros inertes que podem ser recuperados após a incineração. Os valores de venda dos subprodutos são baseados em literatura (CEMPRE, 2020). Considera-se ainda uma eficiência de separação de cinzas e material recuperado de 80 %.

Para o valor de subproduto, tem-se a tabela (22), que detalha os subprodutos e os respectivos valores de venda. Ainda como subproduto, considera-se que o valor atual gasto com manutenção do aterro é proporcional ao volume de resíduo depositado. Nesse sentido, as despesas de pessoal, manutenção e deposição final em aterro são reduzidas. Além disso, há também o ganho com créditos de carbono, contabilizado através do CBIO, equivalendo no ano de 2021 a cerca de R\$21,00 por  $tCO_{2eq}$ , como mostrado na tabela (23).

O valor residual é considerado nulo, uma vez que o maquinário deve ser utilizado extensivamente durante a sua vida útil. A vida útil da instalação é considerada de 15 anos. A tabela (24) mostra o valor de cada variável não nula utilizada na análise, assim como o custo distribuído total e o custo/benefício. Para o valor de venda de energia pela fonte

Tabela 22 – Valor do subproduto de venda de recicláveis para o cenário A

Subproduto	%	R\$/kg	$R_{msw}$ [t]	Valor total
Vidro	2,08	0,1	28523	R\$ 2.281.813
Sucata ferrosa	1,52	0,32	20843	R\$ 5.335.933
Outros inertes	6,43	-0,054	88173	-R\$ 3.809.092
Cinzas	1,00	-0,054	13713	-R\$ 592.394
Total			151252	R\$ 3.216.260

Tabela 23 – Resumo dos subprodutos

Tipo de subproduto	%	R\$
Venda de recicláveis pós incineração	2,6%	R\$ 3.216.260
Créditos de carbono	6,8%	R\$ 8.404.200
Redução de área e operação	90,6%	R\$ 111.575.740
Total		R\$ 123.196.200

utilizada, adotou-se R\$ 218,00 por  $MWh$  (NOGUEIRA, 2015), valor que reflete também a média de valor de venda para o mês de maio de 2021, dado pela CCEE.

Tabela 24 – Resumo econômico para o cenário A

Item	Valor	Unidade
Investimento Inicial	1.394.400.000,00	R\$
Custo de Manutenção	278.880.000,00	R\$/ano
Custo do Insumo Energético	118.273.072,50	R\$/ano
Valor do Subproduto	123.196.199,39	R\$/ano
Vida útil da instalação	15,00	anos
Taxa de juros	9,71%	ano
Custo distribuído	454.259.598,40	R\$/ano
Energia gerada	617.526,00	$MWh/ano$
Custo/Benefício	0,74	R\$/kWh
Valor da venda de energia	134.620.668,00	R\$/ano

### 4.3.2 Cenário B

Considerando a geração de resíduos por endereço e as premissas assumidas, a quantidade média processada por unidade agrícola é de cerca de 1,5 toneladas diárias, que será o valor base para o dimensionamento do biodigestor, feito de acordo com a metodologia de (OLIVER et al., 2008).

Para o dimensionamento adequado do biodigestor, define-se o volume do biodigestor como o volume da carga diária de resíduo multiplicado pelo tempo de retenção necessário. Considerando o tempo de retenção hidráulica de 40 dias, o volume de carga a ser considerado é de  $120 m^3$ . Os valores totais de construção e implantação para o volume de carga adequado estão relacionados na tabela (25).

Tabela 25 – Custo total de implantação e construção de biodigestor por modelo (CALZA et al., 2015)

Moeda	Modelo		
	Indiano	Chinês	Canadense
US\$	3781	3314	1938
R\$	20568	18026	10541

Juntamente com o custo do biodigestor, há a necessidade de um grupo gerador para a conversão de energia a partir do biogás produzido, além da instalação elétrica e da mão de obra necessária para a instalação do grupo gerador. Os componentes do investimento inicial são mostrados na tabela (26).

Tabela 26 – Componentes do investimento inicial, atualizado de (CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010)

Componente	Custo [R\$]
Grupo gerador	42600
Biodigestor	10541
Instalações elétricas	5000
Mão de obra	5500
Total	63641

Definindo que o tempo de instalação é muito baixo, os valores apresentados compõem o investimento inicial. Além disso, o custo de manutenção anual é definido em cerca de R\$ 8000,00, atualizado de (CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010), concentrado principalmente na manutenção do grupo gerador. Considerando que não há aproveitamento de subprodutos, ainda que haja produção de digestato, este dificilmente será comercializado dada a natureza totalmente descentralizada da produção, sendo bastante provável a utilização na própria unidade rural.

Além disso, o insumo energético já está disponível no local, podendo seu recolhimento ser parte da rotina de trabalho na unidade rural, sendo o custo de insumo energético definido como 0. Uma vez que todo o maquinário deve ser utilizado quase que continuamente e em ambiente sujeito à intempéries, o valor residual é considerado como nulo. Desse modo, em resumo, tem-se a tabela (27). A taxa de juros anual é utilizada como 5,5% ao ano, previsão para a SELIC ao fim do ano de 2021. A vida útil da instalação é de 15 anos.

E para o custo benefício, tem-se a tabela (28). Porém, considerando o consumo de energia pelas propriedades rurais e a dificuldade da venda de todo o potencial produtivo para a rede, para considerar a viabilidade do projeto é interessante que no mínimo o custo distribuído seja inferior ao gasto mensal com energia elétrica na propriedade. Para a demanda energética rural do DF (17), considerando os endereços significativos e a tarifa



Tabela 27 – Componentes para cálculo do Custo Distribuído e Custo/Benefício

Componente	Valor	Unidade
Custo de manutenção anual	8000	R\$
Investimento inicial	63641	R\$
Taxa de juros	5,5	% a.a.
Vida útil efetiva	15	anos

praticada atual para unidades rurais aplicada pela CEB, o gasto mensal é de R\$ 1201,45, totalizando R\$ 14417,36 anualmente.

Tabela 28 – Geração anual, custo distribuído, custo/benefício e possível valor de venda de energia elétrica no cenário B

Região Adm	Origem	Geração por endereço [MWh/ano]	CD [R\$/ano]	C/B [R\$/kWh]	B [R\$/ano]
Planaltina	Pecuária	635	14.340,27	0,023	138.444,26
	Agricultura	432	14.340,27	0,034	94.189,43
Paranoá	Pecuária	371	14.340,27	0,039	80.974,53
	Agricultura	514	14.340,27	0,028	111.994,82

### 4.3.3 Discussão de resultados

#### 4.3.3.1 Cenário A

Com os dados obtidos e as premissas adotadas, o cenário A, de incineração dos resíduos sólidos urbanos, mostra-se viável tanto economicamente como tecnicamente. Na análise técnica, o potencial calorífico inferior foi suficiente para uma combustão desejável sem necessidade da utilização de combustíveis auxiliares, dado principalmente pela participação dos vários plásticos que ainda não são destinados à coleta seletiva pelos moradores do DF.

Na situação atual, as emissões de gases de efeito estufa seriam menores no processo de incineração em comparação com a deposição em aterro sanitário, uma vez que grande parte das emissões em aterro são de  $CH_4$ , enquanto as emissões de incineração são basicamente de  $CO_2$ . Além da menor quantidade de emissão de gases de efeito estufa, há ainda a possibilidade de conversão de energia, chegando a quase 8% da demanda total do DF. Além disso, o processo reduz em até 90% o volume de resíduos que seriam depositos, sendo basicamente cinzas de fundo, com um poder de contaminação do solo bem inferior ao modelo de deposição em aterro.

Por outro lado, o investimento em uma usina de incineração dificilmente seria feito por iniciativa privada ou um processo sem licitação que compensasse os valores investidos, uma vez que o custo distribuído é bastante superior ao valor recuperado com a venda da energia, gerando um déficit anual de em média R\$ 319.638.930. Porém, tal situação já era esperada e informada nos guias de gestão de resíduos sólidos urbanos (ZUSAMMENARBEIT, 2017).

Em comparação com o atual modelo aplicado para gestão de resíduos (PDGIRS, 2015), considerando os custos de manutenção, operação e valor de venda de energia, é mais vantajosa a implementação da incineração no Distrito Federal, dado o estudo preliminar feito. Em resumo, pode-se observar a tabela (29).

Tabela 29 – Comparação final do Cenário A com o plano de manejo atual

Modelo	Despesa anual com operação	Energia recuperada	Redução de emissões
Incineração	R\$ 144.259.332,00	617,5 GWh	400200 tCO <sub>2eq</sub>
Aterro	R\$ 208.900.651,05	-	-

Por fim, há o projeto no PDGIRS de implementação de novas UTMB. Em uma análise básica, considerando a eficiência média de redução de resíduos depositos no aterro de 22,84 % da capacidade da UTMB, seria necessário multiplicar em 4 vezes a atual capacidade para a redução de 1 unidade de incineração. Esse processo, devido ao alto custo da unidade de incineração, compensaria o investimento. Na tabela (30), é possível observar que a ampliação para até 3 vezes a capacidade instalada somente aumentaria o custo anual, mesmo considerando o aumento de valor dado pela venda dos compostáveis e recicláveis recuperados. Porém, com a ampliação para 4 vezes a capacidade atual, haveria a redução de uma unidade de incineração, o que reduziria em cerca de 46 milhões de reais anualmente a despesa com o manejo de resíduos.

Tabela 30 – Comparação da instalação de novas UTMB

	Atual	2x capacidade atual	3x capacidade atual	4x capacidade atual
Resíduos processados [t/dia]	667*	1558,0	2337,1	3116,2
Recicláveis/Compostados [t/dia]	152,3*	356,8	535,2	713,6
PCI [MJ/kg]	6,08	6,17	6,27	6,38
E <sub>liq</sub> [GWh]	617,5	571,3	546,9	522,4
Diferença anual [R\$]	-	- 2.624.080,17	- 5.248.160,35	46.556.583,45

É interessante citar que na tabela (30) a capacidade atual não é a capacidade total das UTMB instaladas, uma vez que parte da capacidade não é utilizada atualmente devido a problemas técnicos.

Dados os valores encontrados para a análise econômica do cenário A, é interessante ainda se fazer uma análise de sensibilidade para os fatores que podem ser alterados, a taxa de juros e o valor cambial de moeda.

Frente a análise de sensibilidade é interessante comparar os valores praticados pela companhia de eletricidade local, a CEB. O valor atual praticado para a faixa média de consumo, de 220 kWh mensais, é de 0,658 R\$/kWh. Em comparação, o valor atual de venda possível para a energia no cenário A é de 0,736 R\$/kWh, um valor acima da utilização da rede, mas próximo o suficiente para considerar a sua utilização.

O fator mais influente observado na análise de sensibilidade foi o valor cambial de moeda. Uma vez que os equipamentos são importados, o valor do dólar é muito influente

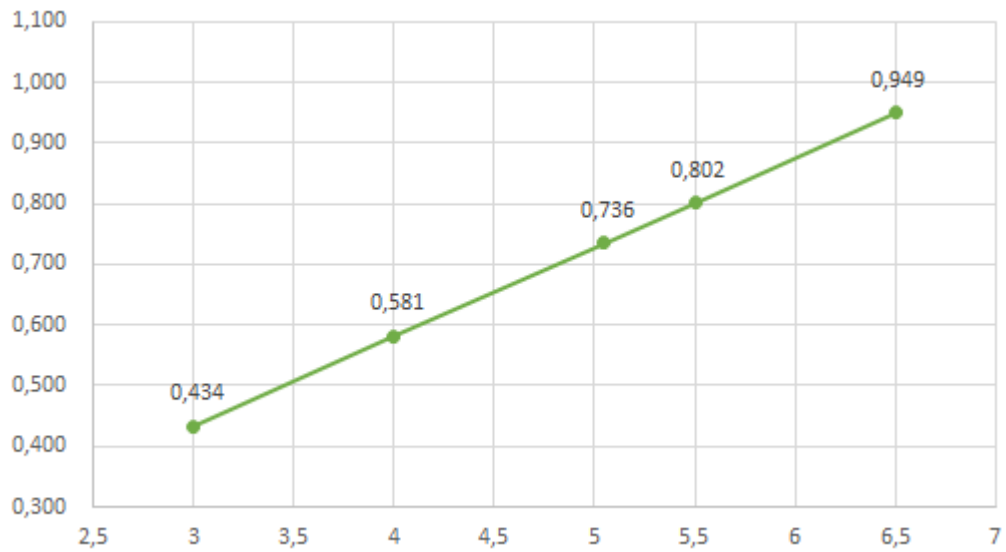


Figura 29 – Análise de sensibilidade do valor cambial frente ao Custo/Benefício

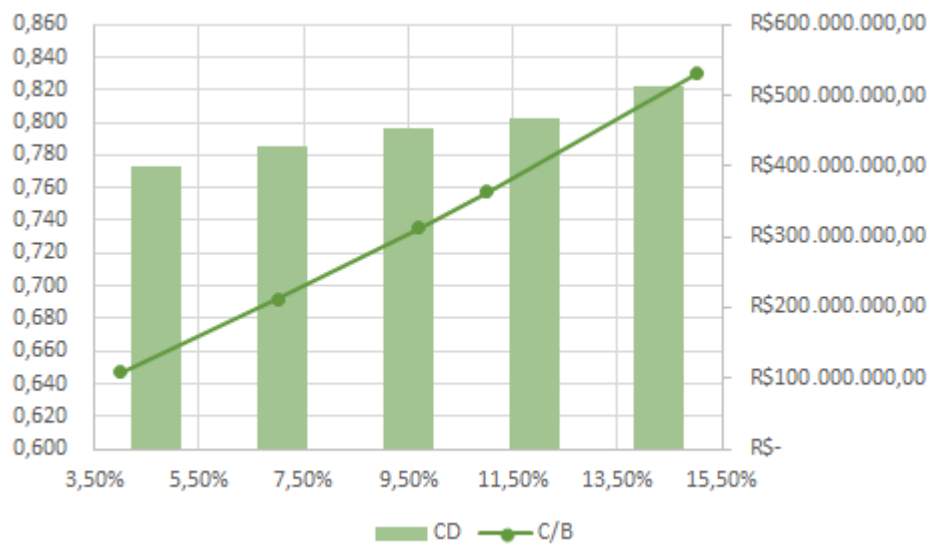


Figura 30 – Análise de sensibilidade da taxa de juros frente ao Custo/Benefício e Custo Distribuído

para o investimento. O valor de equivalência em relação ao câmbio é de R\$4,47 por dólar. A análise pode ser observada na figura (29).

O outro fator estudado, a taxa de juros, é menos influente dado o alto valor de investimento inicial. Para uma equivalência, o valor de taxa deveria ser reduzido a cerca de 4 % a.a., valor bem abaixo do praticado para investimentos de tal magnitude. A análise pode ser observada na figura (30).

#### 4.3.3.2 Cenário B

De início, os resíduos agrossilvopastoris do DF não contam com plano de manejo dos resíduos, sendo a deposição do resíduo uma responsabilidade do produtor. Além disso, grande parte dos resíduos agrossilvopastoris está concentrada em regiões próximas vizinhas, Planaltina e Paranoá.

Sendo a geração de resíduos agrossilvopastoris concentrada e de alta quantidade, é interessante o seu uso para a conversão de energia através de biodigestores, uma vez que de outra forma o resíduo somente seria decomposto de forma natural, ao ar livre.

Com uma maior dificuldade de caracterização dos resíduos, utilizou-se o cadastro do censo agropecuário de 2017, identificando cerca de 2000 unidades significativas rurais nas regiões administrativas analisadas, isto é, propriedades com significativa produção de resíduos, dada a sua área e produção relacionados pelo censo.

Com a produção média de grandes culturas do DF, uma estimativa gravimétrica permitiu a estimativa de conversão possível de gás metano e energia elétrica utilizando os resíduos agrossilvopastoris, encontrando valores que indicam uma grande potencialidade de uso e viabilidade técnica de operação. Além disso, dada a continuação de emissão de gases de efeito estufa em mesma magnitude no sistema, a conversão de energia evita valores interessantes de emissão provenientes da rede elétrica que deixa de ser utilizada, comprovado pelo fator de emissão médio.

A análise de viabilidade econômica foi feita visando um consumidor final descentralizado, ao contrário do cenário A, que visou um sistema centralizado e voltado para uma iniciativa governamental. Para a viabilidade econômica foi considerado viável caso o custo distribuído anual fosse inferior ao custo atual com energia elétrica dada pelas propriedades, uma vez que a venda de energia para a rede muitas vezes é difícil.

Considerando um gasto anual comparativo entre o uso da rede elétrica, o uso de gerador e o uso de biodigestores, tem-se a tabela (31). Para o produtor rural, a economia deve ser o fator mais importante no investimento, que é constatada quando se comparam as alternativas. Porém, considerando a sazonalidade na produção agrícola, é possível que o investimento seja bem mais atrativo para a pecuária, que conta com uma maior densidade energética.

Tabela 31 – Despesa anual para o cenário B

Modelo	Despesa anual
Biodigestor	R\$ 14.340,27
Gerador à combustível	R\$ 37.843,20
Uso da rede elétrica	R\$ 14.417,36

Em um cenário ideal, a conversão possível de energia elétrica poderia retornar o investimento em menos de um ano, caso pudesse ser vendida à rede de acordo com os valores adotados pelo governo, sendo bastante atrativo para o produtor médio e grande de resíduos agrossilvopastoris no DF. Caso não seja possível a venda à rede, a simples não utilização de outros meios já compensa o investimento. Além disso, haveria uma significativa redução de gases de efeito estufa, interessante para a análise ambiental, mas que não impacta diretamente para o produtor rural.

Além disso, é interessante ressaltar que os resíduos agrícolas são normalmente utilizados no próprio processo de agricultura, como na forração do solo em período de seca ou no auxílio à adubação. Desse modo, a utilização dos resíduos de agricultura, em sua maioria restos de soja e milho, pode não ser interessante, necessitando ainda uma análise comparativa entre sua utilização para geração de biogás ou na própria agricultura. Porém, o uso para o caso da pecuária e silvicultura contam com grande potencialidade, não havendo fatores contrários a sua utilização.

#### 4.3.4 Importância do WTE no contexto inovador das cidades circulares

Considerando as cidades circulares como cidades que visam implementar os preceitos da economia circular em seus processos, a gestão de resíduos tem papel fulcral no ciclo da economia circular. Uma vez que na economia circular o objetivo é a reformulação dos processos para que os recursos permaneçam no ciclo produtivo enquanto possível, o WTE permite uma solução para a problemática dos resíduos que não seriam aproveitáveis em primeiro momento.

Dado que o WTE permite a transformação dos resíduos não aproveitáveis em energia, há a entrada de energia novamente no ciclo da economia circular, mantendo parte dos recursos. Além disso, para uma cidade circular é necessária uma adequada gestão de resíduos, considerando principalmente a degradação ambiental decorrente de uma gestão de resíduos ruim.

Com a utilização adequada do WTE, é possível gerar energia a partir de uma fonte que não seria utilizada, reduzir a emissão de gases de efeito estufa, reduzir a área ocupada para deposição de resíduos, além de gerar economia a partir de uma matéria que é vista inicialmente como sem valor.

Ainda que o retorno econômico não costuma compensar frente aos investimentos

necessários para a implementação de WTE para MSW, a utilização é geralmente de larga escala, visando benefícios para uma cidade como um todo, sendo amplamente utilizada em locais com maior desenvolvimento econômico. Nesse sentido, considerando todos os fatores envolvidos, além do menor valor de operação frente a gestão de resíduos que utilize sistema de aterro, é interessante a utilização de WTE para MSW de forma geral.

Quanto ao cenário rural, que também faz parte do sistema das cidades, há uma grande potencialidade no uso de resíduos agrossilvopastoris para a conversão de energia, permitindo a recuperação rápida do valor investido e a redução dos impactos ambientais como fator secundário.

Considerando que o objetivo maior da economia circular é a continuação dos resíduos no sistema produtivo, o WTE permite a permanência da matéria, ainda que na forma de energia, no processo produtivo. Em termos numéricos, cerca de 90% da massa de resíduos que seriam depositos em aterro é aproveitada no processo de incineração para a conversão em energia elétrica, além de utilizar cerca de 29% dos resíduos com potencial de reciclagem que iriam para o aterro. Em relação à economia, a utilização da incineração para MSW juntamente com a implementação das UTMB permite uma receita de até cerca de 28 milhões de reais anualmente com recicláveis e cerca de 140 milhões de reais com energia elétrica.

O benefício é ainda maior considerando o meio rural, o qual está diretamente conectado com as cidades. Com a utilização dos resíduos agrossilvopastoris a adequação à economia circular é total, utilizando os resíduos que seriam inicialmente retirados totalmente do processo para a conversão em energia elétrica e possível produção de biofertilizantes.

## 5 Conclusões

A revisão sistemática executada permitiu a construção de uma base adequada para a análise de tecnologias disponíveis e análise de viabilidade dada a situação do atual manejo de resíduos no DF, mostrando que a metodologia adotada é eficiente e permite ao pesquisador a leitura de forma eficiente, sem grandes perdas de conteúdo que possam afetar a pesquisa.

A partir da revisão sistemática e dos dados disponíveis para o contexto do Distrito Federal foi possível uma caracterização geral dos resíduos do DF, tanto o resíduo sólido urbano como os resíduos agrossilvopastoris do meio rural. Com a caracterização foi possível definir o potencial calorífico inferior para o resíduo depositado no Aterro Sanitário de Brasília, de aproximadamente  $6,05 \text{ MJ/kg}$ . O PCI é um dos pontos de grande importância na análise das principais tecnologias que poderiam ser utilizadas para o WTE no DF. Para esse valor de PCI, que permite a incineração sem utilização de combustíveis auxiliares, foi possível a proposição da incineração do MSW, adequada ao cenário urbano do DF.

Por outro lado, para o meio rural a proposição da utilização dos resíduos agrossilvopastoris através da biodigestão foi mais direta, uma vez que os resíduos são orgânicos em sua totalidade. Porém, com os dados que a geração dos resíduos agrossilvopastoris é feita de forma totalmente descentralizada, ainda que concentrados em duas regiões administrativas, é necessário que a implementação da biodigestão também seja dada de forma descentralizada, visando a simplificação da logística relacionada. Além disso, os dados dos resíduos agrossilvopastoris permitiram uma estimativa de caracterização dos resíduos, ainda que não haja estudo experimental acerca da caracterização de tais resíduos.

Com a caracterização dos resíduos para ambos os cenários foi possível definir um potencial de geração energética, a energia líquida que poderia ser aproveitada e os gases de efeito estufa gerados.

Para o cenário A há um potencial de geração de cerca de  $1950 \text{ GWh}$  considerando o ano de 2021, com um potencial de crescimento de até 2% ao ano. Desse potencial energético há o aproveitamento líquido de 30% da energia, o que equivale a cerca de  $580 \text{ GWh}$  anuais, com o mesmo potencial de crescimento. Para essa geração, a implementação de incineração como WTE gera anualmente cerca de 570 mil toneladas de  $\text{CO}_{2eq}$ , com potencial de crescimento compatível com a geração de energia. A geração de energia chega a quase 8% da demanda energética de todo o DF.

Em comparação com a utilização de aterro sanitário, o cenário A reduz em até 90% o volume de resíduo que seria depositado ao final, além de reduzir as emissões de  $\text{CO}_{2eq}$  em até 400 mil toneladas anuais.

Em análise econômica, ainda que o valor de investimento inicial seja alto para as usinas de incineração frente à utilização de aterro, o que já era esperado, a despesa anual com operação é até 25% menor. Por fim, a ampliação da capacidade das UTMB permite uma melhor separação dos resíduos, chegando a reduzir a despesa do cenário A em até 46 milhões de reais anuais caso a capacidade atual seja ampliada em 4 vezes.

A implementação do cenário A é viável considerando os custos de manutenção e operação, a redução de emissões de gases de efeito estufa e a diminuição de área necessária para deposição final dos resíduos. Tecnicamente a implementação da incineração é viável para a iniciativa governamental e só traz benefícios, porém é necessária uma análise econômica mais aprofundada, dados os valores de investimento inicial. Em valores atuais, não há compensação pelo retorno somente econômico, sendo necessária um melhor momento cambial ou uma expressiva redução na taxa de juros do financiamento do empreendimento. Desse modo, um investimento privado na área dificilmente seria realizado, uma vez que não há possibilidade de retorno econômico para as premissas e situação avaliadas, exceto com algum subsídio da parte governamental.

A não viabilidade econômica para investimento privado deve-se principalmente aos valores cambiais de moeda e o poder calorífico reduzido do MSW do DF, quando comparado a outras plantas de incineração. Porém, o baixo poder calorífico não significa um demérito, mas sim um processo de reciclagem mais eficiente, que de acordo com a hierarquia proposta pela economia circular é mais interessante que o processo de WTE. Além disso, há uma grande quantidade de matéria orgânica no MSW, o que diminui o poder calorífico.

Por fim, se tratando de uma responsabilidade legal dada totalmente ao Governo do Distrito Federal, é interessante o investimento em infraestrutura de incineração, uma vez que os objetivos mundiais se alinham com iniciativas que visem reduzir os impactos ao meio ambiente.

No cenário B foi constatada uma capacidade de geração de até 2020 *GWh* considerando um aproveitamento de 75% do resíduo agrossilvopastoril produzido, referente a cerca de 570 milhões de  $m^3$  de metano produzidos anualmente. Com essa produção seria possível reduzir em até cerca de 911 mil toneladas de  $CO_{2eq}$  somente com a substituição da energia elétrica que seria fornecida pela rede elétrica atual. A geração energética líquida é de cerca de 32% da demanda energética do DF.

Em análise econômica observa-se um grande potencial de retorno financeiro dado o grande potencial de produção de  $CH_4$ , indo de 80 mil reais anuais até 140 mil reais anuais, caso a venda de energia para a rede seja possível. Considerando o investimento inicial feito e a possibilidade de retorno em menos de 1 ano, há viabilidade constatada. Porém, mesmo no cenário no qual não há possibilidade da venda de energia para a rede, o custo distribuído de cerca de R\$ 14300,00 é inferior à despesa anual que o proprietário teria



com o uso da rede elétrica ou de gerador à combustível, mostrando-se um investimento viável.

Ainda sobre o cenário B, a utilização da parte agrícola faz-se quase inviável dado o processo de utilização dos resíduos para outros fins. Porém, considerando o uso da parte silvícola e de pecuária, há uma grande potencialidade para a utilização do WTE, sendo a parte de pecuária muito mais atrativa, com valores de até  $0,023 \text{ R\$/kWh}$ , quase 30 vezes menor que o atual praticado pela CEB na venda ao consumidor.

Por fim, dado o objetivo da economia circular de manter os recursos no ciclo produtivo enquanto possível, o WTE se mostra como ponto de relevante interesse no contexto das cidades circulares, permitindo a utilização do resíduo como insumo no processo produtivo, reduzindo o impacto ao meio ambiente e gerando economia. Em suma, os resíduos inicialmente retirados do processo produtivo seriam retornados para o sistema, no qual 90% dos resíduos destinados ao aterro seriam utilizados como energia e os 10% restantes, cinzas de fundo, poderiam ainda ser utilizados como matéria prima para a utilização em cimento ou asfalto, totalmente adequado às premissas da economia circular.



## Referências

- ABDESHAHIAN, P. et al. Potential of biogas production from farm animal waste in malaysia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, v. 60, p. 714–723, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 76 e 88.
- AHN, J. et al. Atmospheric co2 over the last 1000 years: A high-resolution record from the west antarctic ice sheet (wais) divide ice core. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 26, n. 2, 2012. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2011GB004247>>. Citado na página 125.
- ALFAIA, R. G. de S. M.; COSTA, A. M.; CAMPOS, J. C. Municipal solid waste in brazil: A review. *Waste Management & Research*, v. 35, n. 12, p. 1195–1209, 2017. PMID: 29090660. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177/0734242X17735375>>. Citado 2 vezes nas páginas 36 e 130.
- AMMAR, Y. et al. Low grade thermal energy sources and uses from the process industry in the uk. *Applied Energy*, Elsevier, v. 89, n. 1, p. 3–20, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 44 e 130.
- ANEEL. *Atlas de energia elétrica do Brasil*. 3. ed. [S.l.]: Aneel, 2008. ISBN 978-85-87491-10-7. Citado na página 45.
- ANWAR, Z.; GULFRAZ, M.; IRSHAD, M. Agro-industrial lignocellulosic biomass a key to unlock the future bio-energy: a brief review. *Journal of radiation research and applied sciences*, Elsevier, v. 7, n. 2, p. 163–173, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 126.
- ASGHER, M.; AHMAD, Z.; IQBAL, H. M. N. Alkali and enzymatic delignification of sugarcane bagasse to expose cellulose polymers for saccharification and bio-ethanol production. *Industrial Crops and Products*, Elsevier, v. 44, p. 488–495, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 55 e 126.
- AYRES, E. H. A. R. U. *Crossing the Energy Divide: Moving from Fossil Fuel Dependence to a Clean-Energy Future*. 1. ed. [s.n.], 2009. ISBN 0137015445,9780137015443. Disponível em: <<http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=fd826ed07ce82b59ffa26ca0d185cb85>>. Citado na página 40.
- AYRES, L. A. R. U. *A Handbook of Industrial Ecology*. [S.l.]: Edward Elgar Pub, 2002. ISBN 1840645067,9781840645064,9781843765479. Citado na página 28.
- BARBIERI, C. C. T. Estudos de misturas de carvões e biomassa visando a combustão em alto-forno. 2013. Citado na página 84.
- BARNOLA, J. M. et al. Co2 evolution during the last millennium as recorded by antarctic and greenland ice. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, Taylor Francis, v. 47, n. 1-2, p. 264–272, 1995. Disponível em: <<https://doi.org/10.3402/tellusb.v47i1-2.16046>>. Citado na página 125.
- BASTEIN, A. et al. *Circular Amsterdam. A vision and action agenda for the city and metropolitan area*. [S.l.], 2016. Citado na página 59.

BELOIN-SAINT-PIERRE, D. et al. A review of urban metabolism studies to identify key methodological choices for future harmonization and implementation. *Journal of Cleaner Production*, v. 163, p. S223 – S240, 2017. ISSN 0959-6526. Urban ecological infrastructure for healthier cities: governance, management and engineering. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616313531>>. Citado na página 124.

BEYLOT, A. et al. Municipal solid waste incineration in france: An overview of air pollution control techniques, emissions, and energy efficiency. *Journal of Industrial Ecology*, Wiley Online Library, v. 22, n. 5, p. 1016–1026, 2018. Citado na página 84.

BHADA, P.; THEMELIS, N. J. Potential for the first wte facility in mumbai (bombay) india. In: *North American Waste-to-Energy Conference*. [S.l.: s.n.], 2008. v. 42932, p. 147–155. Citado na página 74.

BLASSINGAME, L. Sustainable cities: Oxymoron, utopia, or inevitability? *The Social Science Journal*, v. 35, n. 1, p. 1 – 13, 1998. ISSN 0362-3319. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0362331998900556>>. Citado 2 vezes nas páginas 33 e 124.

BONCIU, F. The european economy: From a linear to a circular economy. *Romanian Journal of European Affairs*, v. 14, p. 78–91, 12 2014. Citado 2 vezes nas páginas 28 e 125.

BORBA, P. F. d. S. et al. Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no rio de janeiro. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, SciELO Brasil, v. 23, n. 1, p. 101–111, 2018. Citado na página 75.

BOSMANS, A. et al. The crucial role of waste-to-energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 55, p. 10–23, 2013. Citado 7 vezes nas páginas 15, 49, 50, 52, 53, 58 e 131.

BRIDGWATER, A. The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation. *Fuel*, Elsevier, v. 74, n. 5, p. 631–653, 1995. Citado 3 vezes nas páginas 52, 53 e 132.

BRIDGWATER, A. V. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chemical engineering journal*, Elsevier, v. 91, n. 2-3, p. 87–102, 2003. Citado na página 131.

BRITO, A. P. d. Análise econômica preliminar da implantação de incinerador de resíduos sólidos urbanos na região de bauru. Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2013. Citado na página 92.

BROBERG, S. et al. Industrial excess heat deliveries to swedish district heating networks. *Energy Policy*, Elsevier, v. 51, p. 332–339, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 41 e 130.

BROTO, V. C.; ALLEN, A.; RAPOPORT, E. Interdisciplinary perspectives on urban metabolism. *Journal of Industrial Ecology*, v. 16, n. 6, p. 851–861, 2012. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1530-9290.2012.00556.x>>. Citado na página 123.

- BROWN, L. *Eco-economy update*. 2006. <[www.earthpolicy.org/Books/PB2/Contents.htm](http://www.earthpolicy.org/Books/PB2/Contents.htm)>. Accessed: 2020-11-05. Citado na página 33.
- BUILDING eco-cities in China. *Environmental Health Perspectives*, National Institute of Environmental Health Sciences, v. 114, p. A347, Jun 2006. ISSN 00916765. Brief article. Disponível em: <<https://link.gale.com/apps/doc/A160557745/AONE?u=capes&sid=AONE&xid=c7d3dfc2>>. Citado na página 123.
- BUNDESAMT, U. Draft of a german report with basic informations for brief-document. *Waste Incineration*. [en línea] <[http://files.gamta.lt/aaa/Tipk/tipk/4\\_kiti%20GPGB/63.pdf](http://files.gamta.lt/aaa/Tipk/tipk/4_kiti%20GPGB/63.pdf)>, 2001. Citado 3 vezes nas páginas 52, 53 e 125.
- CALZA, L. F. et al. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. *Engenharia Agrícola*, SciELO Brasil, v. 35, n. 6, p. 990–997, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 18 e 94.
- CANEGHEM, J. V. et al. Waste-to-energy is compatible and complementary with recycling in the circular economy. *Clean Technologies and Environmental Policy*, Springer, v. 21, n. 5, p. 925–939, 2019. Citado 3 vezes nas páginas 38, 129 e 132.
- CANEGHEM, J. V. et al. Fluidized bed waste incinerators: Design, operational and environmental issues. *Progress in Energy and Combustion Science*, Elsevier, v. 38, n. 4, p. 551–582, 2012. Citado na página 39.
- CANEGHEM, J. V. et al. Immobilization of antimony in waste-to-energy bottom ash by addition of calcium and iron containing additives. *Waste management*, Elsevier, v. 54, p. 162–168, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 39 e 130.
- CAPUTO, A. C.; PELAGAGGE, P. M. Waste-to-energy plant for paper industry sludges disposal: technical-economic study. *Journal of hazardous materials*, Elsevier, v. 81, n. 3, p. 265–283, 2001. Citado 2 vezes nas páginas 39 e 132.
- CARVALHO, M. O. M. *Software para análise econômica de sistemas energéticos*. 2006. Artigo. Citado na página 77.
- CEMPRE. *Ciclossoft 2020 – A maior pesquisa sobre coleta seletiva e logística reversa do Brasil*. 2020. Base de dados. Accessed: 2021-04-28. Disponível em: <<https://cempre.org.br/pesquisa-ciclossoft/>>. Citado na página 92.
- CENGEL, Y. A.; TURNER, R. H. *Fundamentals of thermal-fluid sciences*. [S.l.]: Boston, Mass.; London: McGraw-Hill, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 44 e 46.
- CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S.; BUENO, O. d. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. *Engenharia Agrícola*, SciELO Brasil, v. 30, n. 5, p. 831–844, 2010. Citado 2 vezes nas páginas 18 e 94.
- CHANGE, O. C. et al. Intergovernmental panel on climate change. *World Meteorological Organization*, 2007. Citado 2 vezes nas páginas 75 e 76.
- CHEN, D.; CHRISTENSEN, T. H. Life-cycle assessment (easewaste) of two municipal solid waste incineration technologies in china. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 28, n. 6, p. 508–519, 2010. Citado na página 85.

- CHEN, T.-C.; LIN, C.-F. Greenhouse gases emissions from waste management practices using life cycle inventory model. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 155, n. 1-2, p. 23–31, 2008. Citado na página 74.
- CHONTANAWAT, J.; HUNT, L. C.; PIERSE, R. Does energy consumption cause economic growth?: Evidence from a systematic study of over 100 countries. *Journal of Policy Modeling*, v. 30, n. 2, p. 209 – 220, 2008. ISSN 0161-8938. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0161893807001263>>. Citado na página 125.
- COELHO, S. T.; DIAZ-CHAVEZ, R. Chapter three - best available technologies (bat) for wte in developing countries. In: COELHO, S. T. et al. (Ed.). *Municipal Solid Waste Energy Conversion in Developing Countries*. Elsevier, 2020. p. 63 – 105. ISBN 978-0-12-813419-1. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128134191000036>>. Citado 5 vezes nas páginas 50, 53, 54, 60 e 127.
- COIMBRA, M.; SANTOS, W. dos; MORELLI, M. Recuperação de resíduos inorgânicos para a construção civil (recovery of inorganic waste for civil construction). *Cerâmica*, v. 48, n. 306, p. 306, 2002. Citado na página 37.
- Comissão Nacional de Classificação - IBGE. *CNAE - Classificação Nacional de Atividades Econômicas*. 2021. Disponível em: <<https://concla.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 05 abril 2021. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 29.
- CONSONNI, S.; GIUGLIANO, M.; GROSSO, M. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part a: Mass and energy balances. *Waste management*, Elsevier, v. 25, n. 2, p. 123–135, 2005. Citado 3 vezes nas páginas 74, 84 e 86.
- CONVERSE, A. On complete recycling, 2. *Ecological Economics*, v. 20, n. 1, p. 1 – 2, 1997. ISSN 0921-8009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800996000973>>. Citado na página 30.
- COSTA, D. F. d. Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto. *David Freire da Costa*, v. 3, 2006. Citado na página 75.
- CPCU. *District heating network - Le plus grand réseau de chaleur de France*. 2018. Base de dados. Accessed: 2020-11-05. Citado na página 39.
- CZEPIEL, P. M. et al. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of geophysical research: Atmospheres*, Wiley Online Library, v. 101, n. D11, p. 16721–16729, 1996. Citado na página 75.
- DAVIDESCU, A. A.; APOSTU, S.-A.; PAUL, A. Exploring citizens' actions in mitigating climate change and moving toward urban circular economy. a multilevel approach. *Energies*, v. 13, n. 18, 2020. ISSN 1996-1073. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/13/18/4752>>. Citado 2 vezes nas páginas 33 e 124.
- DEMİRBAŞ, A. Bioethanol from cellulosic materials: a renewable motor fuel from biomass. *Energy sources*, Taylor & Francis, v. 27, n. 4, p. 327–337, 2005. Citado 2 vezes nas páginas 55 e 127.

- DINCER, I.; ACAR, C. Review and evaluation of hydrogen production methods for better sustainability. *International journal of hydrogen energy*, Elsevier, v. 40, n. 34, p. 11094–11111, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 131.
- DIXON, N.; LANGER, U. Development of a msw classification system for the evaluation of mechanical properties. *Waste management*, Elsevier, v. 26, n. 3, p. 220–232, 2006. Citado 2 vezes nas páginas 42 e 128.
- ELIA, V.; GNONI, M. G.; TORNESE, F. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 142, p. 2741 – 2751, 2017. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616318273>>. Citado 2 vezes nas páginas 123 e 125.
- ELLAMLA, H. R. et al. Current status of fuel cell based combined heat and power systems for residential sector. *Journal of Power Sources*, Elsevier, v. 293, p. 312–328, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 57 e 128.
- EMATER. *Relatório de Informações Agropecuárias do Distrito Federal*. 2020. Base de dados. Accessed: 2021-04-28. Disponível em: <<http://www.emater.df.gov.br/plano-de-dados-abertos/>>. Citado 3 vezes nas páginas 76, 86 e 89.
- ENERGÉTICA, E.-E. de P. Anuário estatístico de energia elétrica 2020. 2020. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 69.
- EPE. *Consumo Anual de Energia Elétrica por classe (nacional)*. 2016. Base de dados. Accessed: 2020-11-05. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Consumo-Anual-de-Energia-Eletrica-por-classe-nacional>>. Citado na página 40.
- FARID, M. M. et al. A review on phase change energy storage: materials and applications. *Energy conversion and management*, Elsevier, v. 45, n. 9-10, p. 1597–1615, 2004. Citado 2 vezes nas páginas 45 e 126.
- FREDERIKSEN, S.; WERNER, S. District heating, theory, technology and function. *Fjärrvärme: teori, teknik och funktion) Studentlitteratur, Lund, Sweden*, 1993. Citado na página 45.
- FRISCHKNECHT, R. et al. Cumulative energy demand in lca: the energy harvested approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 7, p. 957–969, Jul 2015. ISSN 1614-7502. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11367-015-0897-4>>. Citado na página 128.
- GABR, M.; VALERO, S. Geotechnical properties of municipal solid waste. *Geotechnical Testing Journal*, ASTM International, v. 18, n. 2, p. 241–251, 1995. Citado 2 vezes nas páginas 42 e 129.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. *The Entropy Law and the Economic Process*. Reprint, 1981. Harvard University Press, 1971. ISBN 0674257812,9780674257818. Disponível em: <<http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=0fe476268e99e2b0d5a93d8c860f6ded>>. Citado na página 30.



- GHARFALKAR, M. et al. Analysis of waste hierarchy in the european waste directive 2008/98/ec. *Waste Management*, v. 39, p. 305 – 313, 2015. ISSN 0956-053X. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15000902>>. Citado 5 vezes nas páginas 17, 34, 35, 83 e 126.
- GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 114, p. 11 – 32, 2016. ISSN 0959-6526. Towards Post Fossil Carbon Societies: Regenerative and Preventative Eco-Industrial Development. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615012287>>. Citado na página 124.
- GRANATO, E. F. Geração de energia através da biodigestão anaeróbica da vinhaça. Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2003. Citado 2 vezes nas páginas 54 e 129.
- GRAVAGNUOLO, A.; ANGRISANO, M.; GIRARD, L. F. Circular economy strategies in eight historic port cities: Criteria and indicators towards a circular city assessment framework. *Sustainability*, v. 11, n. 13, 2019. ISSN 2071-1050. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/11/13/3512>>. Citado na página 32.
- GREEF, J. D.; VERBINNEN, B.; CANEGHEM, J. V. Waste-to-energy: coupling waste treatment to highly efficient chp. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, De Gruyter, v. 16, n. 10, 2018. Citado 2 vezes nas páginas 39 e 132.
- GUO, B. et al. Comparative assessment of circular economy development in china's four megacities: The case of beijing, chongqing, shanghai and urumqi. *Journal of Cleaner Production*, v. 162, p. 234 – 246, 2017. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617312313>>. Citado na página 124.
- HADDAD, C. et al. Some efficient solutions to recover low and medium waste heat: competitiveness of the thermoacoustic technology. *Energy Procedia*, Elsevier, v. 50, p. 1056–1069, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 44 e 131.
- HANSON, C. M. *Thermoelectric voltage generator*. [S.l.]: Google Patents, 1978. US Patent 4,095,998. Citado na página 46.
- HELSEN, L. et al. Low-temperature pyrolysis of cca-treated wood waste: chemical determination and statistical analysis of metal input and output; mass balances. *Waste Management*, Elsevier, v. 17, n. 1, p. 79–86, 1997. Citado na página 52.
- HEROLD, K. E.; RADERMACHER, R.; KLEIN, S. A. *Absorption chillers and heat pumps*. [S.l.]: CRC press, 2016. Citado na página 45.
- HOEK, J. P. van der; STRUKER, v. d. A.; DANSCHUTTER, J. D. Amsterdam as a sustainable european metropolis: integration of water, energy and material flows. *Urban Water Journal*, Taylor & Francis, v. 14, n. 1, p. 61–68, 2017. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 123.
- HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a waste: a global review of solid waste management. World Bank, Washington, DC, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 132.



- HOSSEINI, S. E.; WAHID, M. A. Hydrogen production from renewable and sustainable energy resources: promising green energy carrier for clean development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, v. 57, p. 850–866, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 57 e 129.
- HSU, S.; LIN, F.; CHIOU, J.-S. Heat-transfer aspects of stirling power generation using incinerator waste energy. *Renewable Energy*, Elsevier, v. 28, n. 1, p. 59–69, 2003. Citado na página 129.
- HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Is cumulative fossil energy demand a useful indicator for the environmental performance of products? *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 3, p. 641–648, 2006. PMID: 16509298. Citado na página 126.
- HWANG, K.-L. et al. Emission of greenhouse gases from waste incineration in korea. *Journal of environmental management*, Elsevier, v. 196, p. 710–718, 2017. Citado na página 74.
- IBGE. *Cadastro nacional de endereços para fins estatísticos*. 2017. Base de dados. Accessed: 2021-04-28. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html>>. Citado na página 87.
- IBGE. *Censo Agropecuário*. 2017. Base de dados. Accessed: 2021-04-28. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/pesquisa/24/76693>>. Citado na página 87.
- IBGE. *Programa Nacional de Saneamento Básico*. 2017. Base de dados. Accessed: 2020-11-05. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/30/84366>>. Citado 2 vezes nas páginas 40 e 60.
- İÇÖZ, E. et al. Research on ethanol production and use from sugar beet in turkey. *Biomass and bioenergy*, Elsevier, v. 33, n. 1, p. 1–7, 2009. Citado 2 vezes nas páginas 55 e 131.
- IYENGAR L. JEFFRIES, B. O. M. R. *Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places*. [S.l.], 2014. Citado na página 28.
- JIMENEZ, A. C. M.; BERECHÉ, R. P.; NEBRA, S. Three municipal solid waste gasification technologies analysis for electrical energy generation in brazil. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 37, n. 6, p. 631–642, 2019. Citado 2 vezes nas páginas 53 e 132.
- JIMENEZ, A. C. M. et al. Evaluation of two different alternatives of energy recovery from municipal solid waste in brazil. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 35, n. 11, p. 1137–1148, 2017. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 129.
- JOSS, S.; MOLELLA, A. The eco-city as urban technology: Perspectives on caofeidian international eco-city (china). *Journal of Urban Technology*, v. 20, n. 1, p. 115 – 137, 2013. ISSN 10630732. Citado na página 124.
- KHOO, H. H.; LIM, T. Z.; TAN, R. B. Food waste conversion options in singapore: environmental impacts based on an lca perspective. *Science of the total environment*, Elsevier, v. 408, n. 6, p. 1367–1373, 2010. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 129.

- KLEIN, A. Gasification: an alternative process for energy recovery and disposal of municipal solid wastes. *Columbia University*, p. 1–50, 2002. Citado 2 vezes nas páginas 49 e 129.
- KOLB, T.; SEIFERT, H. Thermal waste treatment: State of the art—a summary. *Waste Management*, 2002. Citado 2 vezes nas páginas 50 e 132.
- KONG, X.; WANG, R.; HUANG, X. Energy efficiency and economic feasibility of cchp driven by stirling engine. *Energy Conversion and Management*, Elsevier, v. 45, n. 9-10, p. 1433–1442, 2004. Citado 2 vezes nas páginas 47 e 128.
- KORHONEN, J. Four ecosystem principles for an industrial ecosystem. *Journal of Cleaner Production*, v. 9, n. 3, p. 253 – 259, 2001. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652600000585>>. Citado 3 vezes nas páginas 30, 31 e 124.
- KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular economy: The concept and its limitations. *Ecological Economics*, v. 143, p. 37 – 46, 2018. ISSN 0921-8009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800916300325>>. Citado 4 vezes nas páginas 30, 31, 37 e 124.
- KUMAR, S. et al. Estimation method for national methane emission from solid waste landfills. *Atmospheric environment*, Elsevier, v. 38, n. 21, p. 3481–3487, 2004. Citado na página 75.
- LACY, P. et al. *Circular Advantage: Innovative Business Models and Technologies to Create Value in a World without Limits to Growth*. Accent. *Strateg.* 24. [S.l.]: Accenture, 2014. Citado na página 37.
- LAURENT, A. et al. Review of lca studies of solid waste management systems—part i: Lessons learned and perspectives. *Waste management*, Elsevier, v. 34, n. 3, p. 573–588, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 36 e 131.
- LEME, M. M. V. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from municipal solid waste (msw) in brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 87, p. 8–20, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 131.
- LEONARD, B. *Solid waste management and greenhouse gases: a life-cycle assessment of emissions and sinks*. [S.l.]: DIANE Publishing, 2003. Citado na página 74.
- LI, H. et al. Evaluation of a biomass drying process using waste heat from process industries: A case study. *Applied Thermal Engineering*, Elsevier, v. 35, p. 71–80, 2012. Citado na página 129.
- LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: a review. *Applied energy*, Elsevier, v. 240, p. 120–137, 2019. Citado na página 76.
- LI, Y. et al. Evaluating methane production from anaerobic mono-and co-digestion of kitchen waste, corn stover, and chicken manure. *Energy & Fuels*, ACS Publications, v. 27, n. 4, p. 2085–2091, 2013. Citado na página 76.

- LIN, C.; LAY, C. Carbon/nitrogen-ratio effect on fermentative hydrogen production by mixed microflora. *International Journal of Hydrogen Energy*, Elsevier, v. 29, n. 1, p. 41–45, 2004. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 127.
- LINO, F.; ISMAIL, K. Energy and environmental potential of solid waste in brazil. *Energy Policy*, Elsevier, v. 39, n. 6, p. 3496–3502, 2011. Citado 2 vezes nas páginas 40 e 128.
- LU, S.-M. Resource recycling and waste-to-energy: The cornerstones of circular economy. *SSRN Electronic Journal*, 08 2018. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 51.
- MALINAUSKAITE, J.; JOUHARA, H. The trilemma of waste-to-energy: A multi-purpose solution. *Energy Policy*, v. 129, p. 636 – 645, 2019. ISSN 0301-4215. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421519301120>>. Citado na página 132.
- MARIN, J.; MEULDER, B. D. Interpreting circularity. circular city representations concealing transition drivers. *Sustainability*, v. 10, n. 5, 2018. ISSN 2071-1050. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/10/5/1310>>. Citado 2 vezes nas páginas 32 e 123.
- MARKE, A. et al. Reducing e-waste in china’s mobile electronics industry: the application of the innovative circular business models. *Asian Education and Development Studies*, v. 9, n. 4, p. 591–610, 2020. Citado 2 vezes nas páginas 37 e 131.
- MARTINS, B. L. Gestão dos resíduos sólidos urbanos: análise documental e estudo comparativo entre aterro sanitário e incineração para geração de energia. Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2017. Citado 2 vezes nas páginas 84 e 85.
- MATTILA, T. J.; PAKARINEN, S.; SOKKA, L. Quantifying the total environmental impacts of an industrial symbiosis - a comparison of process-, hybrid and inputoutput life cycle assessment. *Environmental Science & Technology*, v. 44, n. 11, p. 4309–4314, 2010. PMID: 20408541. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es902673m>>. Citado 2 vezes nas páginas 31 e 125.
- MAYER, A. L. et al. Importing timber, exporting ecological impact. *Science*, American Association for the Advancement of Science, v. 308, n. 5720, p. 359–360, 2005. ISSN 0036-8075. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/308/5720/359>>. Citado 2 vezes nas páginas 32 e 130.
- MCDOUGALL, F. R.; HRUSKA, J. P. Report: the use of life cycle inventory tools to support an integrated approach to solid waste management. *Waste Management and Research*, Wiley Online Library, v. 18, n. 6, p. 590–594, 2000. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 131.
- (MCT), M. da Ciência e T. *Fatores de emissão de CO2 pela geração de energia elétrica no Sistema Interligado Nacional do Brasil - 2020*. 2020. Base de dados. Accessed: 2021-04-28. Disponível em: <[https://antigo.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao\\_despacho.html](https://antigo.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_despacho.html)>. Citado na página 76.
- MELLO, V. M. de et al. Energy generation in the treatment of effluent from washing of municipal solid waste collection trucks. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, Elsevier, v. 30, p. 105–113, 2018. Citado 2 vezes nas páginas 57 e 128.

- MENEZES, R.; GERLACH, J.; MENEZES, M. Estágio atual da incineração no brasil [current situation of incineration in brazil]. In: BRAZILIAN ASSOCIATION ON PUBLIC CLEANING (ABPL). *VII Seminário Nacional de Sólidos Sólidos e Limpeza Pública [VII Brazilian seminar on solid waste and public cleaning]*. [S.l.], 2000. Citado na página 51.
- MERRILD, H.; LARSEN, A. W.; CHRISTENSEN, T. H. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: the importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste management*, Elsevier, v. 32, n. 5, p. 1009–1018, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 38 e 127.
- MOHAN, S. V.; BHASKAR, Y. V.; SARMA, P. Biohydrogen production from chemical wastewater treatment in biofilm configured reactor operated in periodic discontinuous batch mode by selectively enriched anaerobic mixed consortia. *Water Research*, Elsevier, v. 41, n. 12, p. 2652–2664, 2007. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 127.
- MOMIRLAN, M.; VEZIROGLU, T. N. The properties of hydrogen as fuel tomorrow in sustainable energy system for a cleaner planet. *International journal of hydrogen energy*, Elsevier, v. 30, n. 7, p. 795–802, 2005. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 131.
- MURER, M. J. et al. High efficient waste-to-energy in amsterdam: getting ready for the next steps. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage UK: London, England, v. 29, n. 10\_suppl, p. S20–S29, 2011. Citado 3 vezes nas páginas 59, 125 e 129.
- MURRAY, A.; SKENE, K.; HAYNES, K. The circular economy: An interdisciplinary exploration of the concept and application in a global context. *Journal of Business Ethics*, v. 140, n. 3, p. 369–380, Feb 2017. ISSN 1573-0697. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10551-015-2693-2>>. Citado na página 27.
- NEUWAHL, F. et al. Best available techniques (bat) reference document for waste incineration. *EUR*, v. 29971, p. 2020–01, 2019. Citado na página 50.
- NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste management*, Elsevier, v. 26, n. 2, p. 176–181, 2006. Citado na página 76.
- NGUYEN, T.; SLAWNWHITE, J.; BOULAMA, K. G. Power generation from residual industrial heat. *Energy Conversion and Management*, Elsevier, v. 51, n. 11, p. 2220–2229, 2010. Citado 2 vezes nas páginas 46 e 130.
- NOGUEIRA, L. A. H. Uso racional: a fonte energÃoculta. *Estudos AvanÃ*, scielo, v. 21, p. 91 – 105, 04 2007. ISSN 0103-4014. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-40142007000100008&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142007000100008&nrm=iso)>. Citado na página 126.
- NOGUEIRA, Y. C. T. d. Viabilidade técnica e econômica de usinas "waste-to-energy". 2015. Citado 5 vezes nas páginas 15, 77, 78, 92 e 93.
- OLIVER, A. d. P. M. et al. Manual de treinamento em biodigestão. *Instituto de Estudos Del Hambre. Bahia*, v. 23, 2008. Citado na página 93.
- OLSSON, L.; HAHN-HÄGERDAL, B. Fermentation of lignocellulosic hydrolysates for ethanol production. *Enzyme and Microbial technology*, Elsevier, v. 18, n. 5, p. 312–331, 1996. Citado 2 vezes nas páginas 55 e 128.

- OMER, A. M. Energy use and environmental impacts: A general review. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, v. 1, n. 5, p. 053101, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1063/1.3220701>>. Citado na página 125.
- ONU. *World Urbanisation Prospects Report*. United Nations, NY, 2014. Citado na página 33.
- OZMIHCI, S.; KARGI, F. Bio-hydrogen production by photo-fermentation of dark fermentation effluent with intermittent feeding and effluent removal. *International Journal of Hydrogen Energy*, Elsevier, v. 35, n. 13, p. 6674–6680, 2010. Citado 2 vezes nas páginas 57 e 127.
- P, C.; SWILLING. *Sustainable Resource Efficient Cities: Making it Happen*. Nairobi: United Nations Environment Programme. 2012. Citado na página 33.
- PAIHO, S. et al. Creating a circular city—an analysis of potential transportation, energy and food solutions in a case district. *Sustainable Cities and Society*, Elsevier, v. 64, p. 102529, 2021. Citado na página 29.
- PAN, S.-Y. et al. Strategies on implementation of waste-to-energy (wte) supply chain for circular economy system: a review. *Journal of Cleaner Production*, v. 108, p. 409 – 421, 2015. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615008574>>. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 131.
- PAPAGIANNAKIS, K. Generating electricity from a 10 mw msw combustion plant in the área of athens, greece: A feasibility study. *University of Strathclyde in Glasgow, Department of Mechanical Engineering, Glasgow*, 2003. Citado na página 74.
- PASCALE, A. D. et al. Integration between a thermophotovoltaic generator and an organic rankine cycle. *Applied Energy*, Elsevier, v. 97, p. 695–703, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 47 e 130.
- PATRIZIO, P. et al. Biomethane as transport fuel—a comparison with other biogas utilization pathways in northern italy. *Applied Energy*, Elsevier, v. 157, p. 25–34, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 55 e 127.
- PDGIRS. *Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos*. 2015. Disponível em: <<http://www.so.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/PDGIRS.pdf>>. Citado 15 vezes nas páginas 15, 17, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 73, 75, 83, 84, 86, 92 e 96.
- PINHEIRO, G. F.; RENDEIRO, G.; PINHO, J. T. Densidade energética de resíduos vegetais. *Biomassa & Energia*, v. 2, n. 2, p. 113–123, 2005. Citado na página 84.
- PIRES, A. C. *Economia Circular promete conquistar o Brasil*. 2020. Revista Sicoob. P. 24 - 28. Citado na página 60.
- PORTO, B. H. C. Impactos ambientais e socioeconômicos da produção de biogás: o caso do condomínio de agroenergia para agricultura familiar ajuricaba. 2019. Citado na página 88.
- PRABU, S. S.; ASOKAN, M. A study of waste heat recovery from diesel engine exhaust using phase change material. *Int. J. Chem. Tech. Res*, v. 8, p. 711–717, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 47 e 126.



- PRICE, J. L.; JOSEPH, J. B. Demand management – a basis for waste policy: a critical review of the applicability of the waste hierarchy in terms of achieving sustainable waste management. *Sustainable Development*, v. 8, n. 2, p. 96–105, 2000. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%28SICI%291099-1719%28200005%298%3A2%3C96%3A%3AAID-SD133%3E3.0.CO%3B2-J>>. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 128.
- QAZI, W. A.; ABUSHAMMALA, M. F.; AZAM, M.-H. Multi-criteria decision analysis of waste-to-energy technologies for municipal solid waste management in sultanate of oman. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 36, n. 7, p. 594–605, 2018. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 62.
- QUAGHEBEUR, M. et al. Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 55, p. 72–83, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 49 e 127.
- QUICKER, P. et al. *Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen, Umweltbundesamt Texte 17/2017*. 2017. Citado na página 39.
- REDDY, C.; NAIDU, S.; RANGAIAH, G. Waste heat recovery methods and technologies. *Chemical Engineering*, McGraw-Hill Inc., McGraw-Hill Building, 1221 Avenue of the Americas New York . . . , v. 120, n. 1, p. 28–38, 2013. Citado na página 132.
- REED, T. Biomass gasification: principles and technology. Noyes Data Corporation, Park Ridge, NJ, USA, 1981. Citado na página 127.
- REZAIE, B.; ROSEN, M. A. District heating and cooling: Review of technology and potential enhancements. *Applied energy*, Elsevier, v. 93, p. 2–10, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 45 e 128.
- RIGAMONTI, L. et al. Recycling processes and quality of secondary materials: Food for thought for waste-management-oriented life cycle assessment studies. Elsevier Ltd, 2018. Citado 2 vezes nas páginas 38 e 130.
- ROBÈRT, K.-H. et al. Strategic sustainable development — selection, design and synergies of applied tools. *Journal of Cleaner Production*, v. 10, n. 3, p. 197 – 214, 2002. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652601000610>>. Citado na página 31.
- SAHA, S.; ROY, T. B. Assessment of the status of solid waste management in mega cities in india: an overview. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*, New Delhi Publishers, v. 4, n. 4, p. 305–315, 2011. Citado 2 vezes nas páginas 35 e 127.
- SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in brazil. *Biomass and Bioenergy*, Elsevier, v. 33, n. 9, p. 1101–1107, 2009. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 129.
- SALOMONS, W. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 52, n. 1, p. 5 – 23, 1995. ISSN 0375-6742. Heavy Metal Aspects of Mining Pollution and Its Remediation. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/037567429400039E>>. Citado na página 126.

- SAMBUSITI, C. et al. Influence of alkaline pre-treatment conditions on structural features and methane production from ensiled sorghum forage. *Chemical Engineering Journal*, Elsevier, v. 211, p. 488–492, 2012. Citado na página 76.
- SETO, K.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 109, p. 16083–8, 09 2012. Citado 2 vezes nas páginas 33 e 124.
- SHARMA, M.; KAUSHIK, A. Biohydrogen economy: challenges and prospects for commercialization. In: *Biohydrogen production: sustainability of current technology and future perspective*. [S.l.]: Springer, 2017. p. 253–267. Citado na página 57.
- SINGH, A.; KUMAR, P.; SCHÜGERL, K. Bioconversion of cellulosic materials to ethanol by filamentous fungi. In: *Enzymes and Products from Bacteria Fungi and Plant Cells*. [S.l.]: Springer, 1992. p. 29–55. Citado na página 56.
- SMIL, V. *Energy and Civilization: A History*. [S.l.]: The MIT Press, 2017. ISBN 0262035774,9780262035774. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 26.
- STIJEPOVIC, M. Z. et al. On the role of working fluid properties in organic rankine cycle performance. *Applied Thermal Engineering*, Elsevier, v. 36, p. 406–413, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 46 e 130.
- STREHL, L. O fator de impacto do isi e a avaliação da produção científica: aspectos conceituais e metodológicos. *Ciência da informação*, SciELO Brasil, v. 34, n. 1, p. 19–27, 2005. Citado na página 72.
- SZYMANSKI, M. S. E.; BALBINOT, R.; SCHIRMER, W. N. Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás e obtenção de créditos de carbono—estudo de caso. *Semina: Ciências Agrárias*, Universidade Estadual de Londrina, v. 31, n. 4, p. 901–911, 2010. Citado na página 76.
- TALEB, M. A.; Al Farooque, O. Towards a circular economy for sustainable development: An application of full cost accounting to municipal waste recyclables. *Journal of Cleaner Production*, v. 280, p. 124047, 2021. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620340920>>. Citado 2 vezes nas páginas 36 e 125.
- TAN, S. T. et al. Energy and emissions benefits of renewable energy derived from municipal solid waste: Analysis of a low carbon scenario in malaysia. *Applied Energy*, Elsevier, v. 136, p. 797–804, 2014. Citado na página 74.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues*. [S.l.]: McGraw-Hill, 1993. Citado na página 75.
- TENNANT, J. Advantages of gasification-feedstock flexibility. US Department of Energy, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 49 e 126.
- The European Commission. *EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE-GENERAL FOR ENERGY: Mapping and analyses of the current and future heating/cooling fuel deployment*. The European Commission, 2014. Disponível em: <<http://www.europa.eu/whatever>>. Citado na página 46.

- THEMELIS, N. J.; MUSSCHE, C. Municipal solid waste management and waste-to-energy in the united states, china and japan. In: *2nd International Academic Symposium on Enhanced Landfill Mining, Houthalen-Helchteren*. [S.l.: s.n.], 2013. Citado na página 50.
- THOMSON, G.; NEWMAN, P. Urban fabrics and urban metabolism – from sustainable to regenerative cities. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 132, p. 218 – 229, 2018. ISSN 0921-3449. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344917300216>>. Citado na página 124.
- TOLMASQUIM, M. T. Renewable sources of energy in brazil; fontes renovaveis de energia no brasil. 2003. Citado na página 126.
- TONG, H. et al. Harvest green energy through energy recovery from waste: A technology review and an assessment of singapore. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, v. 98, p. 163–178, 2018. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 129.
- TREMBLAY, D. et al. Sustainable development goal interactions: An analysis based on the five pillars of the 2030 agenda. *Sustainable Development*, n/a, n. n/a. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/sd.2107>>. Citado na página 125.
- TSAI, W.-T. Analysis of municipal solid waste incineration plants for promoting power generation efficiency in taiwan. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Springer, v. 18, n. 2, p. 393–398, 2016. Citado na página 84.
- TSAI, W.-T.; KUO, K.-C. An analysis of power generation from municipal solid waste (msw) incineration plants in taiwan. *Energy*, Elsevier, v. 35, n. 12, p. 4824–4830, 2010. Citado na página 86.
- TUKKER, A. Eight types of product–service system: eight ways to sustainability? experiences from suspronet. *Business strategy and the environment*, Wiley Online Library, v. 13, n. 4, p. 246–260, 2004. Citado na página 37.
- UE, U. E. *Eurostat*. 2017. Base de dados. Accessed: 2020-11-05. Citado 8 vezes nas páginas 15, 37, 39, 43, 46, 47, 48 e 126.
- UNION, P. Regulation (ec) no 987/2009 of the european parliament and of the council. *Official Journal of the European Union L*, v. 284, p. 1, 2009. Citado 3 vezes nas páginas 15, 34 e 35.
- Van Berkel, R. et al. Industrial and urban symbiosis in japan: Analysis of the eco-town program 1997–2006. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 3, p. 1544 – 1556, 2009. ISSN 0301-4797. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479708003307>>. Citado na página 123.
- VIKLUND, S. B.; KARLSSON, M. Industrial excess heat use: Systems analysis and co2 emissions reduction. *Applied energy*, Elsevier, v. 152, p. 189–197, 2015. Citado 6 vezes nas páginas 17, 41, 45, 47, 48 e 130.
- WADJEAM, P. et al. Co-digestion of cassava starch wastewater with buffalo dung for bio-hydrogen production. *International Journal of Hydrogen Energy*, Elsevier, v. 44, n. 29, p. 14694–14706, 2019. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 127.



- WANG, N. et al. Evaluation of urban circular economy development: An empirical research of 40 cities in china. *Journal of Cleaner Production*, v. 180, p. 876 – 887, 2018. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618301045>>. Citado na página 123.
- WEISS, M. et al. A review of the environmental impacts of biobased materials. *Journal of Industrial Ecology*, v. 16, n. s1, p. S169–S181, 2012. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1530-9290.2012.00468.x>>. Citado na página 126.
- WELFORD, R. J. Editorial: Corporate environmental management, technology and sustainable development: postmodern perspectives and the need for a critical research agenda. *Business Strategy and the Environment*, v. 7, n. 1, p. 1–12, 1998. Citado na página 31.
- WILLIAMS, J. Circular cities. *Urban Studies*, v. 56, n. 13, p. 2746–2762, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177/0042098018806133>>. Citado na página 123.
- WYMAN, C. E. et al. Coordinated development of leading biomass pretreatment technologies. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 96, n. 18, p. 1959–1966, 2005. Citado 3 vezes nas páginas 55, 128 e 130.
- YANG, B.; WYMAN, C. E. Pretreatment: the key to unlocking low-cost cellulosic ethanol. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining: Innovation for a sustainable economy*, Wiley Online Library, v. 2, n. 1, p. 26–40, 2008. Citado na página 55.
- YANITSKY, O. Towards an eco-city: problems of integrating knowledge with practice. *International Social Science Journal*, v. 34, n. 93, p. 469, 1982. ISSN 00208701. Disponível em: <<http://search-ebsohost-com.ez54.periodicos.capes.gov.br/login.aspx?direct=true&db=sih&AN=5628334&lang=pt-br&site=ehost-live>>. Citado na página 124.
- ZELENEV, S. Translating the 2030 agenda for sustainable development into local circumstances: principles and trade-offs. *International Social Work*, v. 60, n. 6, p. 1652–1655, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177/0020872817739541>>. Citado na página 125.
- ZHAO, X.-g. et al. Economic analysis of waste-to-energy industry in china. *Waste management*, Elsevier, v. 48, p. 604–618, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 39 e 128.
- ZHU, J. et al. Solid-state anaerobic co-digestion of hay and soybean processing waste for biogas production. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 154, p. 240–247, 2014. Citado na página 76.
- ZUSAMMENARBEIT, G. D. G. F. I. *Opções em Waste-to-Energy na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos: Um guia para tomadores de decisão em países emergentes ou em desenvolvimento*. 2017. Guia. Citado na página 95.



## Apêndices



# APÊNDICE A – Primeiro Apêndice

## A.1 Tabela de referência de artigos por área de referência geral

Com o propósito de fornecer uma forma facilitada de consulta aos artigos utilizados e suas áreas de concentração, uma vez que a busca sistemática foi feita a partir das áreas de concentração e verificação da relação entre artigos, optou-se por criar uma tabela de definição da bibliografia por área principal de concentração, mostrada na tabela (32).

Tabela 32 – Tabela de artigos por área principal

Nome do artigo	Área
Amsterdam as a sustainable European metropolis: integration of water(HOEK; STRUKER; DANSCHUTTER, 2017)	Cidade Circular
Building eco-cities in China(BUILDING..., 2006)	Cidade Circular
Circular cities(WILLIAMS, 2019)	Cidade Circular
Circular Economy Strategies in Eight Historic Port Cities: Criteria and Indicators Towards a Circular City Assessment Framework(ELIA; GNONI; TORNESE, 2017)	Cidade Circular
Evaluation of Urban circular economy development: An empirical research of 40 cities in China(WANG et al., 2018)	Cidade Circular
Industrial and urban symbiosis in Japan: Analysis of the Eco-Town program 1997 ~2006(Van Berkel et al., 2009)	Cidade Circular
Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism(BROTO; ALLEN; RAPOPORT, 2012)	Cidade Circular
Interpreting Circularity. Circular City Representations Concealing Transition Drivers(MARIN; MEULDER, 2018)	Cidade Circular

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Sustainable cities: Oxymoron, utopia, or inevitability?( <a href="#">BLASSINGAME, 1998</a> )	Cidade Circular
The Eco-City as Urban Technology: Perspectives on Caofeidian International Eco-City (China)( <a href="#">JOSS; MOLELLA, 2013</a> )	Cidade Circular
Towards an eco-city: problems of integrating knowledge with practice( <a href="#">YANITSKY, 1982</a> )	Cidade Circular
Urban fabrics and urban metabolism from sustainable to regenerative cities( <a href="#">THOMSON; NEWMAN, 2018</a> )	Cidade Circular
A review of urban metabolism studies to identify key methodological choices for future harmonization and implementation( <a href="#">BELOIN-SAINT-PIERRE et al., 2017</a> )	Economia Circular
A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems( <a href="#">GHISELLINI; CIALANI; ULGIATI, 2016</a> )	Economia Circular
Circular Economy: The Concept and its Limitations( <a href="#">KORHONEN; HONKA-SALO; SEPPÄLÄ, 2018</a> )	Economia Circular
Comparative assessment of circular economy development in China four mega-cities: The case of Beijing( <a href="#">GUO et al., 2017</a> )	Economia Circular
Exploring Citizens Actions in Mitigating Climate Change and Moving toward Urban Circular Economy. A Multilevel Approach( <a href="#">DAVIDESCU; APOSTU; PAUL, 2020</a> )	Economia Circular
Four ecosystem principles for an industrial ecosystem( <a href="#">KORHONEN, 2001</a> )	Economia Circular
Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools( <a href="#">SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012</a> )	Economia Circular

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis(ELIA; GNONI; TORNESE, 2017)	Economia Circular
Quantifying the Total Environmental Impacts of an Industrial Symbiosis - a Comparison of Process(MATTILA; PAKARINEN; SOKKA, 2010)	Economia Circular
Sustainable development goal interactions: An analysis based on the five pillars of the 2030 agenda(TREMBLAY et al., )	Economia Circular
The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context(MURER et al., 2011)	Economia Circular
The European Economy: From a Linear to a Circular Economy(BONCIU, 2014)	Economia Circular
Towards a circular economy for sustainable development: An application of full cost accounting to municipal waste recyclables(TALEB; Al Farooque, 2021)	Economia Circular
Translating the 2030 Agenda for Sustainable Development into local circumstances: principles and trade-offs(ZELENEV, 2017)	Economia Circular
Atmospheric CO <sub>2</sub> over the last 1000 years: A high-resolution record from the West Antarctic Ice Sheet (WAIS) Divide ice core(AHN et al., 2012)	Indicadores
CO <sub>2</sub> evolution during the last millennium as recorded by Antarctic and Greenland ice(BARNOLA et al., 1995)	Indicadores
Does energy consumption cause economic growth?: Evidence from a systematic study of over 100 countries(CHONTANAWAT; HUNT; PIERSE, 2008)	Indicadores
Draft of a German Report with basic informations for BREF-Document(BUNDESAMT, 2001)	Indicadores
Energy use and environmental impacts: A general review(OMER, 2009)	Indicadores

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention(SALOMONS, 1995)	Indicadores
EUROSTAT - Base de dados da União Europeia(UE, 2017)	Indicadores
Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products?(HUIJBREGTS et al., 2006)	Indicadores
Uso racional: a fonte energética oculta(NOGUEIRA, 2007)	Indicadores
Fontes renováveis de energia no Brasil(TOLMASQUIM, 2003)	Waste-To-Energy
A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials(WEISS et al., 2012)	Waste-To-Energy
A review on phase change energy storage: materials and applications(FARID et al., 2004)	Waste-To-Energy
A study of waste heat recovery from diesel engine exhaust using phase change material (PRABU; ASOKAN, 2015)	Waste-To-Energy
Advantages of gasification-feedstock flexibility(TENNANT, 2012)	Waste-To-Energy
Agro-industrial lignocellulosic biomass a key to unlock the future bio-energy: a brief review(ANWAR; GULFRAZ; IRSHAD, 2014)	Waste-To-Energy
Alkali and enzymatic delignification of sugarcane bagasse to expose cellulose polymers for saccharification and bio-ethanol production(ASGHER; AHMAD; IQBAL, 2013)	Waste-To-Energy
Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC(GHARFALKAR et al., 2015)	Waste-To-Energy



Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: the importance of efficient energy recovery and transport distances(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)	Waste-To-Energy
Assessment of the status of solid waste management in mega cities in India: an overview(SAHA; ROY, 2011)	Waste-To-Energy
Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration(COELHO; DIAZ-CHAVEZ, 2020)	Waste-To-Energy
Bioethanol from cellulosic materials: a renewable motor fuel from biomass(DEMİRBAŞ, 2005)	Waste-To-Energy
Bio-hydrogen production by photo-fermentation of dark fermentation effluent with intermittent feeding and effluent removal(OZMIHCI; KARGI, 2010)	Waste-To-Energy
Biohydrogen production from chemical wastewater treatment in biofilm configured reactor operated in periodic discontinuous batch mode by selectively enriched anaerobic mixed consortia(MOHAN; BHASKAR; SARMA, 2007)	Waste-To-Energy
Biomass gasification: principles and technology(REED, 1981)	Waste-To-Energy
Biomethane as transport fuel - A comparison with other biogas utilization pathways in northern Italy(PATRIZIO et al., 2015)	Waste-To-Energy
Carbon/nitrogen-ratio effect on fermentative hydrogen production by mixed microflora(LIN; LAY, 2004)	Waste-To-Energy
Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential(QUAGHEBEUR et al., 2013)	Waste-To-Energy
Co-digestion of cassava starch wastewater with buffalo dung for bio-hydrogen production(WADJEAM et al., 2019)	Waste-To-Energy

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Coordinated development of leading biomass pretreatment technologies(WYMAN et al., 2005)	Waste-To-Energy
Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach(FRISCHKNECHT et al., 2015)	Waste-To-Energy
Current status of fuel cell based combined heat and power systems for residential sector(ELLAMLA et al., 2015)	Waste-To-Energy
Demand management a basis for waste policy: a critical review of the applicability of the waste hierarchy in terms of achieving sustainable waste management(PRICE; JOSEPH, 2000)	Waste-To-Energy
Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties(DIXON; LANGER, 2006)	Waste-To-Energy
District heating and cooling: Review of technology and potential enhancements(REZAIE; ROSEN, 2012)	Waste-To-Energy
Economic analysis of waste-to-energy industry in China(ZHAO et al., 2016)	Waste-To-Energy
Energy and environmental potential of solid waste in Brazil(LINO; ISMAIL, 2011)	Waste-To-Energy
Energy efficiency and economic feasibility of CCHP driven by stirling engine(KONG; WANG; HUANG, 2004)	Waste-To-Energy
Energy generation in the treatment of effluent from washing of municipal solid waste collection trucks(MELLO et al., 2018)	Waste-To-Energy
Enzyme and Microbial technology(OLSSON; HAHN-HÄGERDAL, 1996)	Waste-To-Energy

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil(SALOMON; LORA, 2009)	Waste-To-Energy
Evaluation of a biomass drying process using waste heat from process industries: A case study(LI et al., 2012)	Waste-To-Energy
Evaluation of two different alternatives of energy recovery from municipal solid waste in Brazil(JIMENEZ et al., 2017)	Waste-To-Energy
Fluidized bed waste incinerators: Design(CANEGHEM et al., 2019)	Waste-To-Energy
Food waste conversion options in Singapore: environmental impacts based on an LCA perspective(KHOO; LIM; TAN, 2010)	Waste-To-Energy
Gasification: an alternative process for energy recovery and disposal of municipal solid wastes(KLEIN, 2002)	Waste-To-Energy
Geotechnical properties of municipal solid waste(GABR; VALERO, 1995)	Waste-To-Energy
Geração de energia através da biodigestão anaeróbica da vinhaça(GRANATO, 2003)	Waste-To-Energy
Harvest green energy through energy recovery from waste: A technology review and an assessment of Singapore(TONG et al., 2018)	Waste-To-Energy
Heat-transfer aspects of Stirling power generation using incinerator waste energy(HSU; LIN; CHIOU, 2003)	Waste-To-Energy
High efficient waste-to-energy in Amsterdam: getting ready for the next steps(MURER et al., 2011)	Waste-To-Energy
Hydrogen production from renewable and sustainable energy resources: promising green energy carrier for clean development(HOSSEINI; WAHID, 2016)	Waste-To-Energy

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Immobilization of antimony in waste-to-energy bottom ash by addition of calcium and iron containing additives(CANEGHEM et al., 2016)	Waste-To-Energy
Importing Timber(MAYER et al., 2005)	Waste-To-Energy
Industrial excess heat deliveries to Swedish district heating networks(BROBERG et al., 2012)	Waste-To-Energy
Industrial excess heat use: Systems analysis and CO2 emissions reduction (VIKLUND; KARLSSON, 2015)	Waste-To-Energy
Integration between a thermophotovoltaic generator and an Organic Rankine Cycle(PASCALE et al., 2012)	Waste-To-Energy
Low grade thermal energy sources and uses from the process industry in the UK(AMMAR et al., 2012)	Waste-To-Energy
Municipal solid waste in Brazil: A review(ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017)	Waste-To-Energy
On the role of working fluid properties in Organic Rankine Cycle performance(STIJEPOVIC et al., 2012)	Waste-To-Energy
Power generation from residual industrial heat(NGUYEN; SLAWNWHITE; BOULAMA, 2010)	Waste-To-Energy
Pretreatment: the key to unlocking low-cost cellulosic ethanol(WYMAN et al., 2005)	Waste-To-Energy
Recycling processes and quality of secondary materials: Food for thought for waste-management-oriented life cycle assessment studies(RIGAMONTI et al., 2018)	Waste-To-Energy

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
Reducing e-waste in China's mobile electronics industry: the application of the innovative circular business models(MARKE et al., 2020)	Waste-To-Energy
Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass(BRIDGWATER, 2003)	Waste-To-Energy
Report: the use of Life Cycle Inventory tools to support an integrated approach to solid waste management(MCDOUGALL; HRUSKA, 2000)	Waste-To-Energy
Research on ethanol production and use from sugar beet in Turkey(İÇÖZ et al., 2009)	Waste-To-Energy
Review and evaluation of hydrogen production methods for better sustainability(DINCER; ACAR, 2015)	Waste-To-Energy
Review of LCA studies of solid waste management systems Part I: Lessons learned and perspectives(LAURENT et al., 2014)	Waste-To-Energy
Some efficient solutions to recover low and medium waste heat: competitiveness of the thermoacoustic technology(HADDAD et al., 2014)	Waste-To-Energy
Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review(PAN et al., 2015)	Waste-To-Energy
Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil(LEME et al., 2014)	Waste-To-Energy
The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review(BOSMANS et al., 2013)	Waste-To-Energy
The properties of hydrogen as fuel tomorrow in sustainable energy system for a cleaner planet(MOMIRLAN; VEZIROGLU, 2005)	Waste-To-Energy

Tabela 32 continuação da página anterior

Nome do artigo	Área
The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation(BRIDGWATER, 1995)	Waste-To-Energy
The trilemma of waste-to-energy: A multi-purpose solution(MALINAUSKAITE; JOUHARA, 2019)	Waste-To-Energy
Thermal waste treatment: State of the art—a summary (KOLB; SEIFERT, 2002)	Waste-To-Energy
Three municipal solid waste gasification technologies analysis for electrical energy generation in Brazil(JIMENEZ; BERECHÉ; NEBRA, 2019)	Waste-To-Energy
Waste heat recovery methods and technologies(REDDY; NAIDU; RANGAIAH, 2013)	Waste-To-Energy
Waste-to-energy is compatible and complementary with recycling in the circular economy(CANEGHEM et al., 2019)	Waste-To-Energy
Waste-to-energy plant for paper industry sludges disposal: technical-economic study(CAPUTO; PELAGAGGE, 2001)	Waste-To-Energy
Waste-to-energy: coupling waste treatment to highly efficient CHP (GREEF; VERBINNEN; CANEGHEM, 2018)	Waste-To-Energy
What a waste: a global review of solid waste management(HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012)	Waste-To-Energy

# APÊNDICE B – Segundo Apêndice

## B.1 Resultado final da classificação dos artigos pela metodologia Methodi Ordinatio

Tabela 33 – Resultado final da classificação dos artigos pela metodologia Methodi Ordinatio

Classificação	Ano	Artigo	Citações
1	2019	How, BS; Ngan, SL; Hong, BH; Lam, HL; Ng, WPQ; Yusup, S; Ghani, WAWA; Kansha, Y; Chan, YH; Cheah, KW; Shahbaz, M; Singh, HKG; Yusuf, NR; Shuhaili, AFA; Rambli, J; An outlook of Malaysian biomass industry commercialisation: Perspectives and challenges	201
2	2021	Gerassimidou, S; Velis, CA; Williams, PT; Castaldi, MJ; Black, L; Komilis, D; Chlorine in waste-derived solid recovered fuel (SRF), co-combusted in cement kilns: A systematic review of sources, reactions, fate and implications	174
3	2019	Rosa, P; Sassanelli, C; Terzi, S; Towards Circular Business Models: A systematic literature review on classification frameworks and archetypes	176
4	2019	Margallo, M; Ziegler-Rodriguez, K; Vazquez-Rowe, I; Aldaco, R; Irabien, A; Kahhath, R; Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: A review for policy support	173
5	2021	Mancini, G; Luciano, A; Bolzonella, D; Fatone, F; Viotti, P; Fino, D; A water-waste-energy nexus approach to bridge the sustainability gap in landfill-based waste management regions	154
6	2020	Ahmad, B; Yadav, V; Yadav, A; Rahman, MU; Yuan, WZ; Li, Z; Wang, XP; Integrated biorefinery approach to valorize winery waste: A review from waste to energy perspectives	160
7	2017	Nizami A.S., Rehan M., Waqas M., Naqvi M., Ouda O.K.M., Shahzad K., Miandad R., Khan M.Z., Syamsiro M., Ismail I.M.I., Pant D.; Waste biorefineries: Enabling circular economies in developing countries	177

**Tabela 33 continuação da página anterior**

Classificação	Ano	Artigo	Citações
8	2019	Gravagnuolo, A; Angrisano, M; Girard, LF; Circular Economy Strategies in Eight Historic Port Cities: Criteria and Indicators Towards a Circular City Assessment Framework	152
9	2017	Malinauskaite, J; Jouhara, H; Czajczynska, D; Stanchev, P; Katsou, E; Rostkowski, P; Thorne, RJ; Colon, J; Ponsa, S; Al-Mansour, F; Anguilano, L; Krzyzynska, R; Lopez, IC; Vlasopoulos, A; Spencer, N; Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe	163
10	2020	Bucknall, DG; Plastics as a materials system in a circular economy	136
11	2020	Ali, J; Rasheed, T; Afreen, M; Anwar, MT; Nawaz, Z; Anwar, H; Rizwan, K; Modalities for conversion of waste to energy - Challenges and perspectives	134
12	2020	Barros, MV; Salvador, R; de Francisco, AC; Piekarski, CM; Mapping of research lines on circular economy practices in agriculture: From waste to energy	133
13	2020	De Almeida, ST; Borsato, M; Extending the RIPEX exergy-based method for selecting End of Life strategy	124
14	2020	Paiho, S; Maki, E; Wessberg, N; Paavola, M; Tuominen, P; Antikainen, M; Heikkila, J; Rozado, CA; Jung, N; Towards circular cities-Conceptualizing core aspects	124
15	2019	Vieira, VHAD; Matheus, DR; Environmental assessments of biological treatments of biowaste in life cycle perspective: A critical review	125
16	2020	Sharma, S; Basu, S; Shetti, NP; Aminabhavi, TM; Waste-to-energy nexus for circular economy and environmental protection: Recent trends in hydrogen energy	115
17	2020	Keblowski, W; Lambert, D; Bassens, D; Circular economy and the city: an urban political economy agenda	113
18	2020	Syc, M; Simon, FG; Hyks, J; Braga, R; Biganzoli, L; Costa, G; Funari, V; Grosso, M; Metal recovery from incineration bottom ash: State-of-the-art and recent developments	112



**Tabela 33** continuação da página anterior

Classificação	Ano	Artigo	Citações
19	2020	Wienchol, P; Szlek, A; Ditaranto, M; Waste-to-energy technology integrated with carbon capture - Challenges and opportunities	112
20	2017	Lausset, C; Cherubini, F; Oreggioni, GD; Serrano, GD; Becidan, M; Hu, XP; Rorstad, PK; Stromman, AH; Norwegian Waste-to-Energy: Climate change, circular economy and carbon capture and storage	128
21	2019	Girard, LF; Nocca, F; Moving Towards the Circular Economy/City Model: Which Tools for Operationalizing This Model?	112
22	2021	Paiho, S; Wessberg, N; Pippuri-Makelainen, J; Maki, E; Sokka, L; Parviainen, T; Nikinmaa, M; Siikavirta, H; Paavola, M; Antikainen, M; Heikkila, J; Hajduk, P; Laurikko, J; Creating a Circular City-An analysis of potential transportation, energy and food solutions in a case district	96
23	2019	Marzorati, S; Verotta, L; Trasatti, SP; Green Corrosion Inhibitors from Natural Sources and Biomass Wastes	111
24	2020	Khan, I; Kabir, Z; Waste-to-energy generation technologies and the developing economies: A multi-criteria analysis for sustainability assessment	101
25	2018	Prendeville, S; Cherim, E; Bocken, N; Circular Cities: Mapping Six Cities in Transition	113
26	2020	Varbanov, PS; Chin, HH; Popescu, AEP; Boldyryev, S; Thermodynamics-Based Process Sustainability Evaluation	94
27	2020	Hussain, Z; Mishra, J; Vanacore, E; Waste to energy and circular economy: the case of anaerobic digestion	93
28	2019	Halkos, G; Petrou, KN; Analysing the Energy Efficiency of EU Member States: The Potential of Energy Recovery from Waste in the Circular Economy	95
29	2021	Hirvensalo, A; Teerikangas, S; Reynolds, NS; Kalliomaki, H; Mantysalo, R; Mattila, H; Granqvist, K; Agency in Circular City Ecosystems-A Rationalities Perspective	77

**Tabela 33** continuação da página anterior

Classificação	Ano	Artigo	Citações
30	2020	Cerreta, M; di Girasole, EG; Poli, G; Regalbuto, S;Operationalizing the Circular City Model for Naples' City-Port: A Hybrid Development Strategy	84
31	2019	Savini, F;The economy that runs on waste: accumulation in the circular city	86
32	2018	Dahlbo H., Poliakova V., Mylläri V., Sahimaa O., Anderson R.,;Recycling potential of post-consumer plastic packaging waste in Finland	93
33	2021	Rahman, MM; Rahman, SM; Rahman, MS; Hasan, MA; Abu Shoaib, S; Rushd, S;Greenhouse Gas Emissions from Solid Waste Management in Saudi Arabia-Analysis of Growth Dynamics and Mitigation Opportunities	69
34	2020	Cerreta, M; Mazzarella, C; Spiezia, M; Tramontano, MR;Regenerativescapes: Incremental Evaluation for the Regeneration of Unresolved Territories in East Naples	76
35	2019	Shanmugam, K; Jansson, S; Gadhamshetty, V; Matsakas, L; Rova, U; Tysklind, M; Christakopoulos, P; Upadhyayula, VKK;Ecoefficiency of Thermal Insulation Sandwich Panels Based On Fly Ash Modified with Colloidal Mesoporous Silica	83
36	2021	Jagodzinska, K; Zaini, IN; Svanberg, R; Yang, WH; Jonsson, PG;Pyrolysis of excavated waste from landfill mining: Characterisation of the process products	64
37	2018	Dal Pozzo, A; Guglielmi, D; Antonioni, G; Tugnoli, A;Environmental and economic performance assessment of alternative acid gas removal technologies for waste-to-energy plants	87
38	2019	Tsiliyiannis, A; Tsiliyiannis, C;Renewable energy in cement manufacturing: A quantitative assessment of energy and environmental efficiency of food residue biofuels	78
39	2019	Van Caneghem, J; Van Acker, K; De Greef, J; Wauters, G; Vandecasteele, C;Waste-to-energy is compatible and complementary with recycling in the circular economy	78
40	2019	de Ferreira, AC; Fuso-Nerini, F;A Framework for Implementing and Tracking Circular Economy in Cities: The Case of Porto	77

**Tabela 33** continuação da página anterior

Classificação	Ano	Artigo	Citações
41	2019	Haraguchi, M; Siddiqi, A; Narayanamurti, V; Stochastic cost-benefit analysis of urban waste-to-energy systems	77
42	2020	Kudela, J; Smejkalova, V; Somplak, R; Nevrlý, V; Legislation-induced planning of waste processing infrastructure: A case study of the Czech Republic	67
43	2020	Wuyts, W; Sedlitzky, R; Morita, M; Tanikawa, H; Understanding and Managing Vacant Houses in Support of a Material Stock-Type Society-The Case of Kitakyushu, Japan	66
44	2019	Liu, Y; Ge, YJ; Xia, B; Cui, CY; Jiang, XY; Skitmore, M; Enhancing public acceptance towards waste-to-energy incineration projects: Lessons learned from a case study in China	73
45	2020	Girard, LF; The circular economy in transforming a died heritage site into a living ecosystem, to be managed as a complex adaptive organism	64
46	2020	Moustakas, K; Loizidou, M; Rehan, M; Nizami, AS; A review of recent developments in renewable and sustainable energy systems: Key challenges and future perspective	62
47	2020	Weidner, T; Yang, AD; The potential of urban agriculture in combination with organic waste valorization: Assessment of resource flows and emissions for two european cities	61
48	2018	Pizarro-Alonso, A; Cimpan, C; Munnstr, M; The climate footprint of imports of combustible waste in systems with high shares of district heating and variable renewable energy	76
49	2019	Wang, HN; Wang, XE; Song, JN; Ren, JZ; Duan, HY; Energy conversion of urban wastes in China: Insights into potentials and disparities of regional energy and environmental benefits	67
50	2020	Gutberlet, J; Bramryd, T; Johansson, M; Expansion of the Waste-Based Commodity Frontier: Insights from Sweden and Brazil	58
51	2021	Cabrera-Codony, A; Ruiz, B; Gil, RR; Popartan, LA; Santos-Clotas, E; Martin, MJ; Fuente, E; From biocollagenic waste to efficient biogas purification: Applying circular economy in the leather industry	49

**Tabela 33 continuação da página anterior**

Classificação	Ano	Artigo	Citações
52	2020	Marin, J; Alaerts, L; Van Acker, K; A Materials Bank for Circular Leuven: How to Monitor 'Messy' Circular City Transition Projects	57
53	2020	Brenes-Peralta, L; Jimenez-Morales, ME; Campos-Rodriguez, R; De Menna, F; Vittuari, M; Decision-Making Process in the Circular Economy: A Case Study on University Food Waste-to-Energy Actions in Latin America	57
54	2018	Pizarro-Alonso, A; Cimpan, C; Soderman, ML; Ravn, H; Munster, M; The economic value of imports of combustible waste in systems with high shares of district heating and variable renewable energy	72
55	2021	Lombardi, M; Rana, R; Fellner, J; Material flow analysis and sustainability of the Italian plastic packaging management	48
56	2021	Foster, G; Saleh, R; The Adaptive Reuse of Cultural Heritage in European Circular City Plans: A Systematic Review	48
57	2019	Malinauskaite, J; Jouhara, H; The trilemma of waste-to-energy: A multi-purpose solution	63
58	2020	Carriere, S; Rodriguez, RW; Pey, P; Pomponi, F; Ramakrishna, S; Circular cities: the case of Singapore	55
59	2020	Luo, C; Ju, YB; Gonzalez, EDRS; Dong, PW; Wang, AH; The waste-to-energy incineration plant site selection based on hesitant fuzzy linguistic Best-Worst method ANP and double parameters TOPSIS approach: A case study in China	55
60	2021	Zaini, IN; Wen, YM; Mousa, E; Jonsson, PG; Yang, WH; Primary fragmentation behavior of refuse derived fuel pellets during rapid pyrolysis	46
61	2019	Girard, LF; Nocca, F; Gravagnuolo, A; Matera: city of nature, city of culture, city of regeneration. Towards a landscape-based and culture-based urban circular economy	61
62	2021	Swiechowski, K; Stepień, P; Sygula, E; Koziel, JA; Białowiec, A; Lab-Scale Study of Temperature and Duration Effects on Carbonized Solid Fuels Properties Produced from Municipal Solid Waste Components	45

**Tabela 33** continuação da página anterior

Classificação	Ano	Artigo	Citações
63	2020	Hadidi, LA; Ghaithan, A; Mohammed, A; Al-Ofi, K; Deploying Municipal Solid Waste Management 3R-WTE Framework in Saudi Arabia: Challenges and Future	53
64	2020	Seshasayee, MS; Savage, PE; Oil from plastic via hydrothermal liquefaction: Production and characterization	53
65	2020	Siddiqi, A; Haraguchi, M; Narayanamurti, V; Urban waste to energy recovery assessment simulations for developing countries	53
66	2017	Islam, KMN; Greenhouse gas footprint and the carbon flow associated with different solid waste management strategy for urban metabolism in Bangladesh	76
67	2020	Bagheri, M; Esfilar, R; Golchi, MS; Kennedy, CA; Towards a circular economy: A comprehensive study of higher heat values and emission potential of various municipal solid wastes	52
68	2021	Pluskal, J; Somplak, R; Nevrlý, V; Smejkalová, V; Pavlas, M; Strategic decisions leading to sustainable waste management: Separation, sorting and recycling possibilities	43
69	2020	Thabit, Q; Nassour, A; Nelles, M; Potentiality of Waste-to-Energy Sector Coupling in the MENA Region: Jordan as a Case Study	51
70	2020	Moreno, VC; Iervolino, G; Tugnoli, A; Cozzani, V; Techno-economic and environmental sustainability of biomass waste conversion based on thermocatalytic reforming	51
71	2020	Swiechowski, K; Hnat, M; Stepień, P; Stegenta-Dąbrowska, S; Kugler, S; Koziel, JA; Białowiec, A; Waste to Energy: Solid Fuel Production from Biogas Plant Digestate and Sewage Sludge by Torrefaction-Process Kinetics, Fuel Properties, and Energy Balance	51
72	2020	Ng, KS; To, LS; A systems thinking approach to stimulating and enhancing resource efficiency and circularity in households	50
73	2020	Izdebska, O; Knieling, J; CITIZEN INVOLVEMENT IN WASTE MANAGEMENT AND CIRCULAR ECONOMY IN CITIES: KEY ELEMENTS FOR PLANNING AND IMPLEMENTATION	50

**Tabela 33** continuação da página anterior

Classificação	Ano	Artigo	Citações
74	2019	Hoehn, D; Margallo, M; Laso, J; Garcia-Herrero, I; Bala, A; Fullana-i-Palmer, P; Irabien, A; Aldaco, R; Energy Embedded in Food Loss Management and in the Production of Uneaten Food: Seeking a Sustainable Pathway	57
75	2019	Mohammadi, M; Jamsa-Jounela, SL; Harjunkoski, I; Optimal planning of municipal solid waste management systems in an integrated supply chain network	57
76	2021	Mora, P; Baretino, D; Ponce, A; Sanchez-Martin, L; Llamas, B; Waste-to-Energy Process to Recover Dangerous Pollutants in an Environmental Protected Area	41
77	2020	Abis, M; Bruno, M; Kuchta, K; Simon, FG; Gronholm, R; Hoppe, M; Fiore, S; Assessment of the Synergy between Recycling and Thermal Treatments in Municipal Solid Waste Management in Europe	49
78	2020	Sutherland, DL; Burke, J; Leal, E; Ralph, PJ; Effects of nutrient load on microalgal productivity and community composition grown in anaerobically digested food-waste centrate	47
79	2018	Laso, J; Margallo, M; Garcia-Herrero, I; Fullana, P; Bala, A; Gazulla, C; Polettini, A; Kahhat, R; Vazquez-Rowe, I; Irabien, A; Aldaco, R; Combined application of Life Cycle Assessment and linear programming to evaluate food waste-to-food strategies: Seeking for answers in the nexus approach	62
80	2018	Balaman, SY; Wright, DG; Scott, J; Matopoulos, A; Network design and technology management for waste to energy production: An integrated optimization framework under the principles of circular economy	62