



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologias e Ciências

Faculdade de Engenharia

Ingrid Rosa do Espírito Santo

**Avaliação de aspectos sociais, ambientais e econômicos para
tratamentos térmicos de resíduos sólidos urbanos: uma revisão da
literatura**

Rio de Janeiro

2024

Ingrid Rosa do Espírito Santo

**Avaliação de aspectos sociais, ambientais e econômicos para tratamentos
térmicos de resíduos sólidos urbanos: uma revisão da literatura**



Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Tratamento e Destino Final de Resíduos Sólidos.

Orientadora: Prof^a.Dr^a. Camille Ferreira Mannarino

Rio de Janeiro

2024

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

E77 Espírito Santo, Ingrid Rosa do.
Avaliação de aspectos sociais, ambientais e econômicos para tratamentos térmicos de resíduos sólidos urbanos: uma revisão da literatura / Ingrid Rosa do Espírito Santo. – 2024.
87 f.

Orientadora: Camille Ferreira Mannarino.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Gestão integrada de resíduos sólidos - Teses. 3. Lixo - Eliminação - Teses. 4. Ar - Poluição - Teses. 5. Saúde pública - Teses. I. Mannarino, Camille Ferreira. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. III. Título.

CDU 628.4

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Ingrid Rosa do Espírito Santo

**Avaliação de aspectos sociais, ambientais e econômicos para tratamentos
térmicos de resíduos sólidos urbanos: uma revisão da literatura**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Tratamento e Destino Final de Resíduos Sólidos.

Aprovada em 22 de maio de 2024.

Banca Examinadora:

Prof^a.Dr^a. Camille Ferreira Mannarino (Orientadora)
Fundação Oswaldo Cruz / PEAMB – UERJ

Prof^a.Dr^a. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk
Faculdade de Engenharia – UERJ

PhD. Luciana Maria Baptista Ventura
Instituto Estadual do Ambiente – INEA

PhD. Ricardo Marcelo da Silva
Instituto Estadual do Ambiente - INEA

Rio de Janeiro

2024

DEDICATÓRIA

Dedico a Guilherme e Ana Carolina.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, ao Supremo Deus e Meishu-Sama pela permissão de cumprir essa etapa de aperfeiçoamento e aprendizado assim como ter me suportado nos momentos de cansaço e aflição.

Aos meus pais Paulo Cesar e Deize Lucidi, e meu irmão Paulo Cesar Júnior, por acreditarem em mim, até mais que eu mesma.

Ao meu filho Guilherme, por entender meus momentos de ausência à noite, quando o seu maior desejo era que estivéssemos brincando ou assistindo um programa de TV agarradinhos.

A minha querida orientadora Prof^a. Dr^a. Camille Manarinno pelo carinho, compreensão e paciência, mesmo quando era hora de dar bronca. Talvez você não tenha dimensão do quanto suas palavras foram fundamentais para a conclusão deste trabalho.

Aos meus colegas de Inea, em especial, PhD. Ricardo Marcelo da Silva, PhD. Luciana Maria Baptista Ventura, Msc. Érika Lorena Oliveira e Msc. Herllaine Rangel, pelo incentivo na obtenção desse título.

Aos meus colegas de turma PEAMB 2021, em especial Agatha Martins e Jean Sambonha. Conseguimos!

O mais importante de tudo é a vontade de progredir, o constante desejo de crescer.

Mokiti Okada

RESUMO

ESPÍRITO SANTO, I. R. do. *Avaliação de aspectos sociais, ambientais e econômicos para tratamentos térmicos de resíduos sólidos urbanos: uma revisão da literatura*. 2024. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

A gestão da crescente geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) está entre os maiores desafios enfrentados atualmente por muitos países. Um sistema de gestão de resíduos ambientalmente sustentável é entendido como aquele em que a geração de resíduos e substâncias nocivas e o descarte de resíduos são minimizados, e a reutilização, reciclagem e recuperação de energia gerada a partir desses resíduos são maximizados. Nessa perspectiva, uma das alternativas encontradas, a fim de reduzir o ônus da disposição de RSU em aterros, é considerar a utilização destes resíduos em processos de conversão energética, como fonte de energia renovável. Por meio de uma revisão bibliográfica, com a busca de palavras-chave e suas combinações nas principais bases científicas, análise dos dados coletados e identificação de medidas mitigadoras, este trabalho visou identificar os fatores relacionados aos tratamentos térmicos de resíduos sólidos urbanos (RSU) que possam viabilizar a implantação de incineração de RSU, com foco no cenário fluminense, estimulando o debate sobre o tema. A revisão evidenciou que os aspectos sociais, ambientais e econômicos são determinantes na análise de viabilidade, contribuindo para a tomada de decisão dos stakeholders quanto à adoção dessa tecnologia no Brasil.

Palavras-chave: Incineração; Tratamento térmico; Emissões Atmosféricas; Saúde; Poluentes; Viabilidade Econômica.

ABSTRACT

ESPÍRITO SANTO, I. R. do *Evaluation of social, environmental, and economic aspects of thermal treatments for urban solid waste: a literature review*. 2024. 87 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

The management of the increasing generation of municipal solid waste (MSW) ranks among the major challenges currently faced by many countries. An environmentally sustainable waste management system is understood as one in which waste generation, harmful substances, and waste disposal are minimized, while the reuse, recycling, and energy recovery from these wastes are maximized. From this perspective, one alternative to reduce the burden of MSW landfilling is to consider utilizing these wastes in energy conversion processes, thereby serving as a renewable energy source. Through a bibliographic review, with the use of keyword searches and their combinations in leading scientific databases, data analysis, and the identification of mitigating measures, this study aimed to identify factors related to thermal treatment of MSW that could enable the implementation of waste incineration, focusing specifically on the context of Rio de Janeiro, and to foster discussion on the subject. The review highlighted that social, environmental, and economic aspects are decisive in feasibility analysis, contributing to the stakeholders' decision-making regarding the adoption of this technology in Brazil.

Keywords: Incineration; Waste-to-energy; Air emissions; Health; Pollutants; Economic Feasibility.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Gráfico representativo da comparação entre os diferentes tipos de tratamento de RSU na AL&C, EUA e Europa.....	17
Figura 2 – Gráfico representativo da gestão de RSU na Comunidade Europeia (27 membros da UE, Suécia, Noruega e Reino Unido) em 2019.	19
Figura 3 – Gráfico representativo da gestão de RSU na Comunidade Europeia (27 membros da UE, Suécia, Noruega e Reino Unido) em 2020.	19
Figura 4 – Gráfico representativo das porcentagens de RSU tratados e não tratados na China desde 2004.	20
Figura 5 – Gráfico representativo do Diagrama de um reator de gaseificação e suas etapas.	24
Figura 6 – Gráfico representativo da geração de produtos e coprodutos através das tecnologias Waste to Energy (WtE).....	28
Figura 7 – Desenho representativo de reator de gaseificação a plasma.....	30
Figura 8 – Desenho esquemático de uma planta de incineração.....	34
Figura 9 – Etapas de desenvolvimento da pesquisa.	48
Figura 10 – Gráfico representativo do número de artigos publicados em bases científicas, por ano, entre 2013 e 2022, por oito diferentes combinações de palavras-chaves.	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tabela representativa das Principais reações no interior do reator de gaseificação.	24
Tabela 2 – Características dos processos WtE.....	33
Tabela 4 – Tabela representativa dos limites de emissão de poluentes atmosféricos para incineração adotados no Brasil e em alguns países do mundo.	45
Tabela 5 – Tabela representativa do resumo das metodologias apresentadas.	64
Tabela 6 – Tabela representativa dos modelos financeiros para determinação de viabilidade econômica de incineradores de RSU.	67
Tabela 7 – Tabela representativa do resumo dos indicadores de viabilidade financeira.	69
Tabela 8 – Tabela representativa do resumo dos fatores que se relacionam com a incineração de resíduos como modelo de gestão de resíduos.....	72

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABREMA	Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CEWEP	Confederação Europeia de Plantas de Waste to Energy
DC	Corrente Contínua
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
MCw	Microondas
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
RF	Radiofrequência
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SIP	State Implementation Plan
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UE	União Europeia
WtE	Waste to Energy

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
1. OBJETIVOS	15
2. REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1. Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos pelo mundo	16
2.2. Waste to Energy (WtE)	21
<u>2.2.1. Conceitos</u>	<u>21</u>
<u>2.2.2. Tipo de tecnologia WtE – Gaseificação</u>	<u>22</u>
<u>2.2.3. Tipo de tecnologia WtE - Pirólise</u>	<u>25</u>
<u>2.2.4. Tipo de tecnologia WtE - Plasma</u>	<u>29</u>
<u>2.2.5. Tipo de tecnologia WtE - Incineração</u>	<u>31</u>
2.3. Incineração de RSU com aproveitamento energético	33
<u>2.3.1. Tipos de incineradores</u>	<u>33</u>
<u>2.3.2. Poluentes emitidos por incineradores de RSU</u>	<u>37</u>
<u>2.3.3. Limites de emissão de poluentes atmosféricos para incineradores de RSU</u> ...	<u>42</u>
3. MATERIAIS E MÉTODOS	48
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1. Definição dos fatores que impactam a implantação da incineração de RSU	53
4.2. Análise dos Impactos no Meio Ambiente advindos da Incineração de RSU	55
4.3. Fatores sociais que impactam na implantação da Incineração de RSU	58
4.4. Fatores econômicos que impactam a implantação da Incineração de RSU	66
CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	75

INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos tem se tornado um assunto cada vez mais complexo ao redor do mundo ao longo da última década, passando a demandar mais atenção por parte de todos os envolvidos. A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), a coleta, o processamento, o transporte e o respectivo descarte são importantes tanto para a saúde pública quanto por razões ambientais (Titto e Savino, 2019) e estão entre os maiores desafios enfrentados atualmente por muitos países (Santos et al., 2022).

O aumento populacional (Hashim et al., 2015; Nanda e Berrutti, 2019; Kumar et al., 2020), a rápida urbanização das cidades (Hashim et al., 2015; Campos, Costa, Alfaia, 2019), o desenvolvimento econômico (Hashim et al., 2015; Nanda e Berrutti, 2019), a melhoria no padrão de vida (Malav et al., 2020) e a mudança nos hábitos de consumo da população (Cudjoe e Acquah, 2021) são apontados como fatores responsáveis pela elevação dos custos do sistema de gerenciamento de resíduos (Fogarassy e Hoang, 2021), potencializando as dificuldades enfrentadas pelos entes públicos na busca por uma gestão de resíduos mais adequada (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018).

No Brasil, de acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, divulgados pela extinta Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020), a gravimetria nacional dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) indica que a fração orgânica ainda permanece como o principal componente dos RSU, com 45,3%. Os resíduos recicláveis secos somam 35%, sendo compostos principalmente pelos plásticos (16,8%), papel e papelão (10,4%), além dos vidros (2,7%), metais (2,3%), e embalagens multicamadas (1,4%).

Ainda segundo o descrito no Panorama, os considerados rejeitos totalizam 21,1%, sendo que 1,4 % contemplam diversos materiais teoricamente objetos de logística reversa (ABRELPE, 2020). Já o cenário apresentado pela Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA), indicou que 38,9% (na ordem de 28 milhões de toneladas) dos RSU gerados no país foram destinados a locais inadequados, como lixões, aterros controlados, valas, vazadouros e áreas similares, excluindo desta contabilidade os que tão pouco foram coletados (ABREMA, 2023).

Os aterros sanitários ou lixões ainda são os principais destinos dos resíduos urbanos na maioria dos países em desenvolvimento. Nas nações desenvolvidas, embora os aterros sanitários sejam uma importante parte da gestão integrada, parte considerável dos resíduos é incinerada com recuperação de energia ou encaminhada para compostagem e reciclagem (EPE, 2020).

No caso brasileiro, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), sancionada em 2 de agosto de 2010 mediante a Lei nº 12305 (ABRELPE, 2020), em seu artigo 6º, inciso XIV,

apresenta como objetivo o “incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluindo a recuperação e o aproveitamento energético” (Brasil, 2010). No entanto, tal incentivo ainda é incipiente no Brasil, mesmo com a influência dos princípios, diretrizes e da sistemática trazida pela Política.

Esta situação pode ser explicada uma vez que as grandes cidades e regiões metropolitanas do Brasil, apesar de possuírem os melhores cenários no que se refere a destinação dos resíduos, apresentam problemas no que tange aos conflitos de uso do solo, sendo densamente ocupadas e conturbadas (Cardozo, 2019). Considerando a escassez ou inexistência de áreas para a disposição final dos resíduos e a necessidade de exportação desses resíduos para municípios vizinhos, a incineração dos resíduos sólidos se insere na gestão de resíduos a fim de otimizar a vida útil dos aterros sanitários e reduzir os custos com o transporte dos resíduos dos locais de geração até os aterros (Cardozo, 2019).

A utilização de resíduos para geração de energia, difundida como *Waste to Energy* (WtE) – recuperação energética -, é entendida como um tratamento térmico de conversão, a temperaturas relativamente elevadas, causando modificações na estrutura química do material, capazes de produzir energia na forma de eletricidade e/ou calor (Lombardi et al., 2014; Leckner, 2015).

Sobre a possibilidade de a recuperação energética ser um atrativo dentro do cenário de gerenciamento de resíduos, sua inclusão no escopo do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), instituído por meio do Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022 emerge como uma das possibilidades para a destinação final ambientalmente adequada para os RSU (Brasil, 2022). O anexo ao Decreto mencionado aponta ainda para a necessidade de fortalecer as iniciativas de aproveitamento energético dos resíduos como solução complementar à disposição final adequada de resíduos (Brasil, 2022), corroborando com a apresentação feita por Cardozo (2019).

Para tal, em busca da modernização dos sistemas de gestão de resíduos, tomadores de decisão locais frequentemente consideram o investimento em tecnologia WtE como alternativa atraente para resolver não só os problemas urgentes de eliminação de resíduos, mas também diversos outros desafios concomitantes, tais como: carência na geração de energia, falta de espaço para aterros e a emissão de gases de efeito estufa através da eliminação inadequada de resíduos (Mutz et al., 2017). Entretanto, a adoção de tecnologias WtE é frequentemente comprometida por obstáculos simples como falta de fiscalização ambiental eficiente, entre outros aspectos (Mutz et al., 2017).

Olhando para as experiências internacionais, o conceito do WtE é bastante divulgado na Europa já que as plantas de incineração de resíduos, componentes da Confederação Europeia de Plantas de Waste to Energy (CEWEP) são rigorosamente controladas e

regulamentadas, por obedecerem aos limites preconizados pela legislação local (UE, 2010). Para os EUA, cada Estado é obrigado a ter seu próprio plano de controle de poluição atmosférica (State Implementation Plan – SIP), identificando os programas e ações a serem implementados em cada uma das áreas (Santana et al., 2012). Além destes, são conhecidas as legislações sobre o tema na Suíça e na Noruega (Cardozo, 2019; Andretti, 2021), entre outros países da Ásia e África (NEMA, 2008; Andretti, 2021; Fu, 2022).

Cardozo e autores (2021), contudo apontam, que mesmo em países desenvolvidos, especialmente nos europeus, WtE ainda desperta dúvidas e discussões sobre os riscos ambientais e ameaças à saúde pública. Não diferente do que acontece no Brasil já que arcabouço legal existente no Brasil é limitado a algumas experiências legislativas da União e de alguns Estados sobre critérios, procedimentos, limites de emissão estabelecidos para o controle e desempenho de unidades de recuperação energética de resíduos.

O baixo número de unidades de WtE licenciadas no Brasil (INEA, 2023) desperta o interesse na busca por explicações que justifiquem tal comportamento. Um dos fatores mais relevantes pode ser o receio que a população, técnicos da área ambiental e membros da academia têm acerca da emissão de poluentes e eventuais danos à saúde e meio ambiente (Cardozo, 2019), principalmente no que se refere aos Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), em especial à emissão não intencional de dioxinas e furanos.

Além desses, a implementação de incineradores em países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda apresenta desafios relacionados aos aspectos de regulamentação e normas técnicas, modelo de negócios, aspectos sociais e etc. (Andretti, 2021).

Neste contexto, o presente trabalho busca identificar os fatores relacionados aos sistemas de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos, por meio do levantamento bibliográfico de artigos científicos publicados no período dos últimos cinco e dez anos, da coleta e agrupamento de dados bem como da análise dos dados encontrados e da viabilidade do uso desta tecnologia no Brasil como alternativa às práticas usuais do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

1. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Analisar os aspectos sociais, ambientais e econômicos dos sistemas de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com base em dados secundários, de modo a possibilitar uma compreensão mais aprofundada para a avaliação do uso desta tecnologia no Brasil.

Objetivo Específicos

- Identificar, por meio de levantamento bibliográfico, os principais fatores críticos advindos do tratamento térmico de RSU que se relacionam a implantação em países em desenvolvimento;
- Analisar e destacar os desafios para a implementação da tecnologia no Brasil sob a ótica ambiental;
- Avaliar os principais fatores sociais que impactam na implantação da Incineração de RSU;
- Diagnosticar os fatores econômicos que influenciam a implementação da incineração de resíduos sólidos urbanos,

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos pelo mundo

Entre as diversas alternativas existentes de disposição final dos RSU, a realizada no solo, por meio de aterros sanitários, é comumente usada em diversas regiões no mundo, principalmente nos países em desenvolvimento (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018; Muller et al., 2021). Patrício Silva e autores (2021) destacam as características que faz a disposição de RSU em aterros mais vantajosa em países em desenvolvimento (ou de baixa renda), a saber: fácil manipulação, necessidade de implantações de baixa tecnologia e baixo custo em comparação com a incineração e reciclagem, por exemplo.

Em se tratando de Europa, do total dos RSU gerados em 2014, 28% foi encaminhado a aterros como destinação final (Di Maria, Sissani e Contini, 2018), passando a 23% em 2017 (Sauve e Van Acker, 2020; Trecroci et al., 2020), motivada, sobretudo, pela legislação europeia (UE, 2010) que reduziu em 17% em peso de resíduos depositados no decênio 2008-2018 (Abis et al., 2020). Segundo Mannarino, Ferreira e Gandolla (2016), a mudança na gestão de resíduos na Europa partiu não apenas pela mudança na legislação, mas também pela aplicação do princípio da causalidade, onde se atribui ao gerador responsabilidades pelos resíduos gerados. Foi dessa maneira que instrumentos econômicos foram criados, como por exemplo, a cobrança de taxa por saco de resíduo gerado (Mannarino, Ferreira e Gandolla, 2016).

A disposição final em aterro é a mais popular nos países ao Sul do continente, uma vez que tem um custo inferior em comparação com as instalações de tratamentos térmicos (Aracil et al., 2018). Abis e autores (2020) corroboram, com essa avaliação uma vez que, em seu estudo, apontam para que os países mais ao norte e centrais da Europa (Áustria, Bélgica, Dinamarca, Finlândia, Alemanha, Holanda, Noruega e Suíça) aplicaram políticas de modo a minimizar drasticamente o envio de RSU para aterro enquanto que os países da ex-Iugoslávia, Malta, países do mar Egeu e Romênia, ainda são altamente dependentes da disposição de resíduos em aterros.

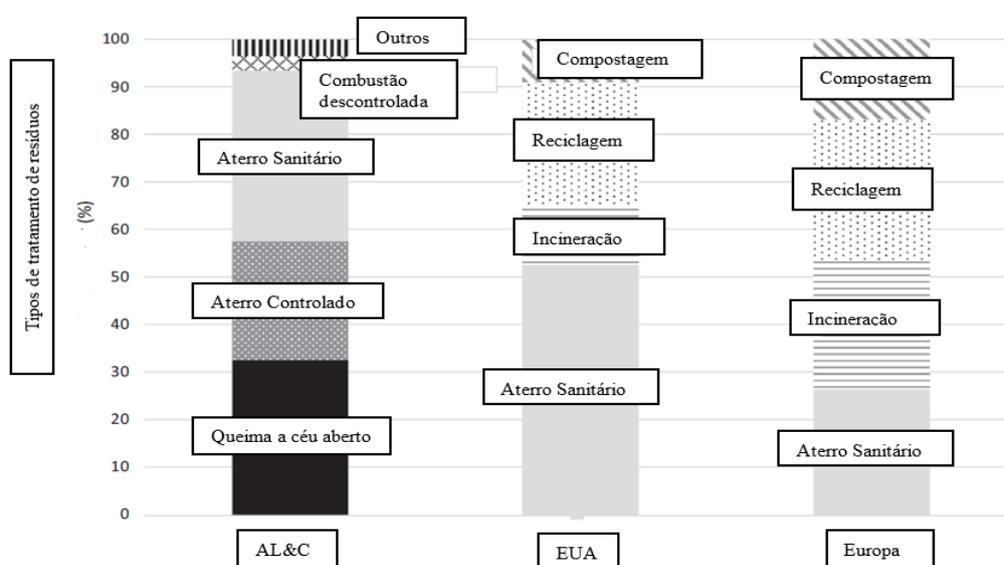
Por outro lado, nos Estados Unidos, em 2015, das 238,5 milhões toneladas de RSU gerados, a maioria, cerca de 52,5%, foi aterrada (Mukherjee, 2020; Oguntimein et al., 2021). Para o caso americano, a disposição em aterro sanitário nos Estados Unidos é uma opção mais viável devido ao menor custo econômico (Scarlat, Fahl e Dallemand, 2019) e por contar com grande extensão de área, torna o aterro sanitário também uma tecnologia mais atrativa, especialmente no curto prazo quando comparado à tratamentos térmicos, por exemplo (Oliveira, 2020). Tais especificidades conferem ao cenário americano uma peculiaridade não

encontrada em outros países, como na Europa, onde a população é densa e a disponibilidade de terra é limitada (Yin et al., 2017; Oliveira, 2020).

A respeito dos países em desenvolvimento localizados nos continentes africano, asiático e latino-americano, estes geralmente possuem sistemas de gerenciamento de resíduos baseados também na disposição em solo, lixões e aterros não projetados (Vaccari, Tudor e Vinti, 2019; Alao et al., 2022), devido a recursos financeiros limitados, uso ineficaz de recursos, falta de instrumentos de governança, dependência excessiva de equipamentos importados, e, às vezes, aplicação inadequada de soluções tecnológicas (Fogarassy e Hoang, 2021) devendo serem estimulados a implementar soluções alternativas de gestão de resíduos que possa desviar de aterros os resíduos gerados e assim, minimizar a degradação ambiental do local (Alao et al., 2022).

Especificamente para a América Latina e Caribe (AL &C), a análise crítica dos desafios impostos à gestão de RSU na região realizada por Margallo e autores (2019) teve como objetivo fornecer aos atores envolvidos cenários mais propositivos ambientalmente para auxiliar a tomada de decisão pela tecnologia mais adequada. Todavia, ao comparar os diferentes tipos de tratamento de resíduos aplicados na Europa, EUA e na AL &C, Margallo e colaboradores identificaram que outros tratamentos, como incineração, digestão anaeróbia, compostagem, mas também reciclagem formal, são técnicas emergentes para tratamento de resíduos na AL&C, apresentando taxas relativamente baixas em comparação com outras regiões do mundo.

Figura 1 – Gráfico representativo da comparação entre os diferentes tipos de tratamento de RSU na AL&C, EUA e Europa.



Fonte: Adaptado de Margallo et al., 2019.

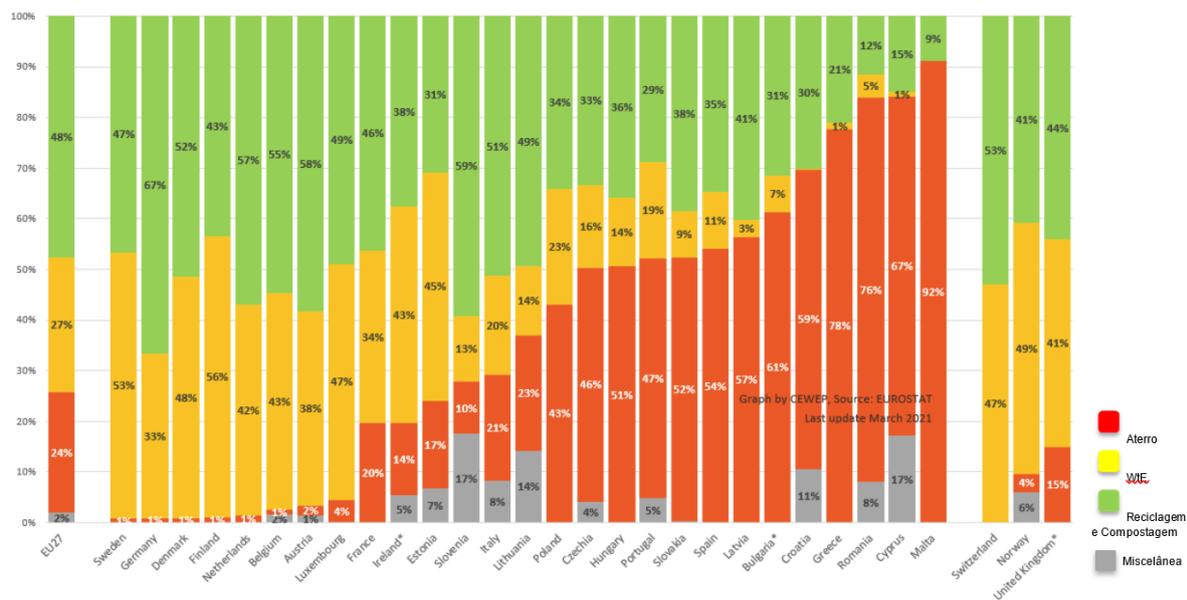
Em se tratando de Brasil, apesar das inovações introduzidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a disposição de RSU em aterros sanitários (a opção menos indicada pela hierarquia definida na referida política) é o principal destino dos resíduos sólidos no país (Campos, Costa e Alfaia, 2019; Palermo, Branco e Freitas, 2020). Segundo os dados da extinta Abrelpe (2021), dos 77 milhões de toneladas de RSU coletados no Brasil, 60% foram destinados adequadamente para os aterros sanitários. Por outro lado, os 40% restantes, foram encaminhados para áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, que ainda estão em operação. Da mesma forma, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022) destaca que em relação ao manejo de RSU para o ano de 2022, considerando as informações prestadas pelos 5.570 municípios brasileiros, 73,8% das 65,3 milhões de toneladas de resíduos foram dispostos em aterros sanitários,

Nesse sentido, nota-se a importância do papel desempenhado pela disposição dos RSU no solo, em especial os aterros sanitários, na destinação de resíduos ao redor do mundo (Zamorano et al., 2017). Todavia, há de se considerar a sobrecarga na operação de um aterro a partir do crescente volume de RSU lá dispostos aliado a diversos problemas atrelados como a deterioração da paisagem local (Zamorano et al., 2017), a possibilidade de poluição das águas superficiais e subterrâneas, emissão de poluentes atmosféricos, odores e contaminação do solo (Luo et al., 2019). Portanto, é necessário aprimorar urgentemente o manejo da gestão dos resíduos de forma adequada (Bach et al., 2020), em especial a sua valorização (Caiado et al., 2021).

Em vista disso, um sistema de gestão de resíduos ambientalmente sustentável é entendido como aquele em que a geração de resíduos e substâncias nocivas é minimizada; a reutilização (uso de materiais repetidamente), reciclagem (uso de materiais para fazer novos produtos) e a recuperação (produção de energia a partir de resíduos) são maximizados; e o descarte de resíduos é minimizado para preservar recursos para o futuro (D'Adamo, Cucchiella, Gastaldi e, 2016). Como bem disse a Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2014), o estabelecimento da PNRS evidenciou a necessidade da análise do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos.

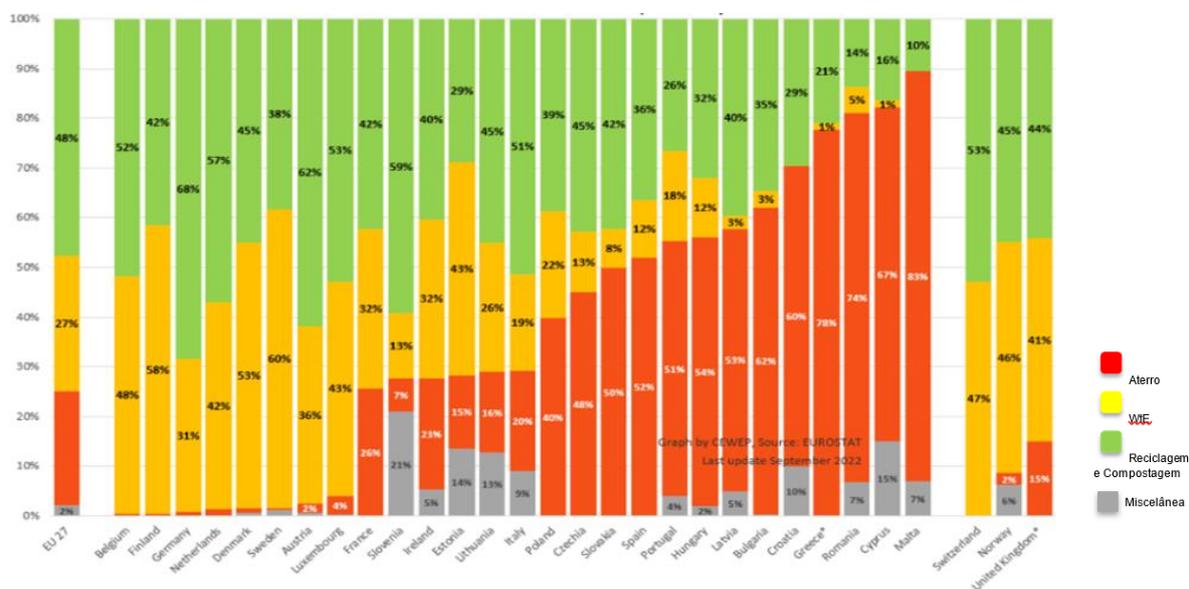
Tomando como base os dados apresentados pela Confederação Europeia de Plantas de Recuperação de Energia - CEWEP, sobre o gerenciamento de resíduos na Comunidade Europeia, observa-se que, no ano de 2019, (8) oito Estados-Membros aderiram à meta estabelecida pela legislação recente para o ano de 2035, restringindo a disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros a menos de 10% (Figura 2). Esse número aumentou para (9) nove no ano subsequente (Figura 3). Contudo, o quantitativo de Estados-Membros que persistiram em destinar mais de 50% de seus resíduos urbanos para aterros permaneceu constante ao longo desses dois anos (CEWEP, 2020; CEWEP, 2019).

Figura 2 – Gráfico representativo da gestão de RSU na Comunidade Europeia (27 membros da UE, Suécia, Noruega e Reino Unido) em 2019.



Fonte: Adaptado de CEWEP, 2019.

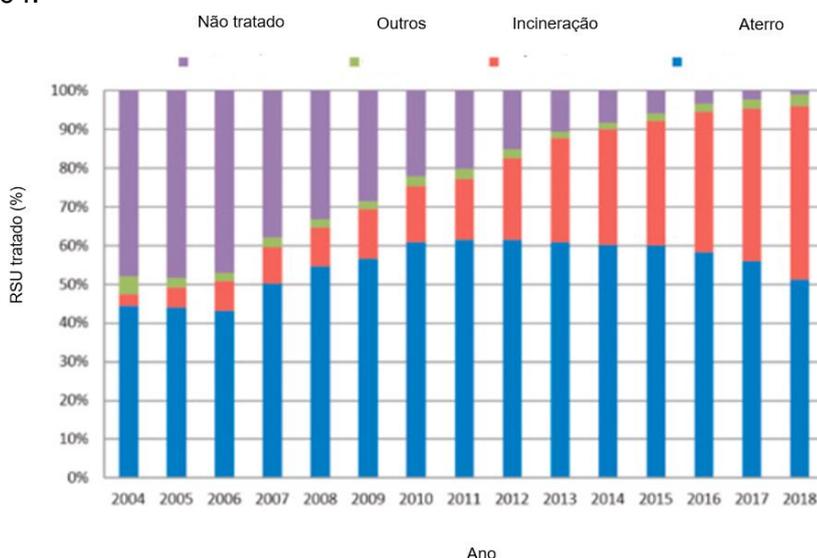
Figura 3 – Gráfico representativo da gestão de RSU na Comunidade Europeia (27 membros da UE, Suécia, Noruega e Reino Unido) em 2020.



Fonte: Adaptado de CEWEP, 2020.

Em relação a gestão de RSU na China, tomando por base os dados do gerenciamento de resíduos desde 2004, observa-se na Figura 4 que as percentagens de RSU tratados por aterro sanitário correspondem, desde 2010 a 60% e compostagem a 2%, sendo estes valores essencialmente estáveis. Enquanto isso, a percentagem para a aplicação da incineração aumentou acentuadamente de 14,66% em 2010 frente aos 44,67% em 2018, o que demonstra um ao rápido desenvolvimento da indústria de incineração (Liu et al., 2020).

Figura 4 – Gráfico representativo das percentagens de RSU tratados e não tratados na China desde 2004.



Fonte: Liu e autores, 2020.

Cardozo, Mannarino e Ferreira (2021) também observaram uma tendência de evolução destes sistemas de gestão em diferentes países e regiões do mundo, em alguma medida, pela necessidade de preparação destes locais à regulação de forma a assegurar a qualidade da operação, caso as novas tecnologias sejam consideradas. Em especial, dos sistemas de controles ambientais, cujas soluções devem ser tecnicamente viáveis, economicamente sustentáveis, social e legalmente aceitáveis, bem como ambientalmente adequadas (Santos et al., 2022). De mesmo modo, Tugov (2020) em seu estudo notou uma tendência mundial para a redução na disposição de RSU em aterros, muito provavelmente por conta do aparecimento das primeiras normativas europeias sobre o tema no final da década de 80 do século XX, tornando isto uma das questões mais desafiadoras para o desenvolvimento sustentável das cidades modernas.

A provocação feita por Eriksson e Finnveden (2017) na busca de formas para se evitar o envio dos resíduos a aterro nos dias de hoje é bastante pertinente. Dependendo da composição dos resíduos e das estratégias e objetivos dos governos locais, a recuperação

de energia pode desempenhar um papel importante na resolução de inúmeros problemas enfrentados no atual modelo de gerenciamento de resíduos (Di Maria, Sisani, Contini, 2018).

Nessa perspectiva, uma das alternativas encontradas pelos gestores da área, a fim de reduzir o ônus da disposição de RSU no aterro (Poon, Tang e Xuan, 2018), foi considerar a utilização destes resíduos em processos de conversão energética (WtE), como fonte de energia renovável - mais limpa do que muitos combustíveis fósseis (Mukherjee et al., 2020), de maneira a desempenhar um papel cada vez mais importante na gestão sustentável de resíduos em todo o mundo (Sacarlat, Fahl e Dallemand, 2018; Yaslan et al., 2021).

2.2. Waste to Energy (WtE)

2.2.1. Conceitos

Ao se pensar em cidades sustentáveis, é preferível obter energia a partir de RSU em detrimento ao seu armazenamento. Dessa forma, a obtenção deste tipo de energia poderá auxiliar os modelos de governança local existentes, tornando o gerenciamento de resíduos eficaz (Yaslan et al., 2021).

A respeito desse tema, conforme exposto por Wan Mahari e colaboradores (2021), a valorização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em produtos de valor agregado, como fontes de energia, é considerada estratégica para uma gestão adequada de resíduos. Para tanto, deve-se levar em consideração, por exemplo, o emprego das melhores tecnologias para a recuperação dessa energia, seja na forma de calor ou eletricidade, realizada por meio de processos químicos, bioquímicos e termoquímicos (Khan e Kabir, 2020).

A definição apresentada por Islam (2018) denomina WtE como qualquer processo de tratamento de resíduos que gera energia na forma de eletricidade, calor ou combustíveis. Por meio de processos termoquímicos, a energia contida nos resíduos é retirada por meio de aquecimento (Alao et al., 2022), onde os processos serão diferenciados pela temperatura e quantidade de oxigênio utilizados (AlQuattan et al., 2018; Khan e Kabir, 2020; Vlachokostas, 2021); a composição, o volume e o poder calorífico do RSU (Mukherjee et al., 2020), distinguindo amplamente suas aplicações, custos e parâmetros operacionais e eficiência geral no rendimento energético (Mukherjee et al., 2020).

Seu principal objetivo é a minimização do volume de resíduos, tendo como objetivo secundário a produção de energia renovável e potenciais benefícios climáticos por meio da prevenção de emissões de gases de efeito estufa em detrimento das fontes de energia baseadas em combustíveis fósseis (Islam, 2018; Satiada e Calderon, 2021). Nessa perspectiva, deve-se perceber o potencial de cada uma das tecnologias WtE, de modo a minimizar às preocupações na implantação da gestão de resíduos sólidos mais adequada à

localidade. A seguir, serão apresentadas as tecnologias WtE advindas dos processos termoquímicos mais utilizadas mundialmente (Dong et al., 2018; Nanda e Berrutti, 2021; Montiel-Bohórquez, Saldarriaga-Loaiza e Pérez, 2022).

2.2.2. Tipo de tecnologia WtE – Gaseificação

A gaseificação é uma tecnologia onde a matéria-prima contida na massa de RSU é convertida em uma mistura de gás combustível e não combustível no interior de um reator de gaseificação (Ying et al., 2018; Trovó et al., 2021), devido à produção de gás de síntese (*syngas*) que pode ser usado como um recurso energético alternativo (Chuah et al., 2021). Este produto, após a purificação, pode ser usado para produzir eletricidade em células-combustível, como combustível em motores e turbinas ou ainda, se usado na conversão catalítica pode ser utilizado para produzir (a) intermediários químicos, (b) variedade de combustíveis líquidos e (c) produtos finais (Varjani et al., 2021).

Em termos gerais, este gás é composto por hidrogênio (H_2), dióxido de carbono (CO_2) e monóxido de carbono (CO), produzido a uma temperatura elevada (na faixa de 500-1800°C), alta pressão (0,6-2,6 MPa) e na presença parcial de ar atmosférico, pois estes são necessários para realizar este processo favoravelmente, uma vez que o rendimento de *syngas* dependerá do tipo de reator de gaseificador utilizado (AlQuattan et al., 2018; Kumar et al., 2020; Cudjoe e Acquah, 2021; Hasan et al., 2021).

Sendo um processo indireto de combustão (AlQuattan et al., 2018), a gaseificação é baseada em uma reação exotérmica e uma reação endotérmica que reage com oxidação parcial abaixo do nível estequiométrico, sendo que ambas ocorrem simultaneamente no interior da câmara de gaseificação. Na reação exotérmica, o resíduo libera calor durante a combustão, enquanto na reação endotérmica, o resíduo absorve calor do ambiente para a combustão. Essas reações são ativadas em diferentes temperaturas cujos principais processos químicos incluem a reação de Boudouard; a reação de deslocamento água-gás; a hidrogaseificação; o processo de metanização e a reforma (Chanthakett et al., 2021), consistindo resumidamente, em três etapas principais: secagem, desvolatilização e a gaseificação propriamente dita (Zheng et al., 2018)

Levando-se em consideração a estequiometria das reações envolvidas, Lee (2022) declara que esta é a melhor forma para se obter uma visão geral do potencial de produtividade da gaseificação de RSU como meio de obtenção de gás de síntese. Para tanto, uma reação típica de gaseificação obedece a seguinte equação:



Assim, para $j = 0$, a razão H_2/CO é 1, ou seja, se a reação for realizada em um ambiente livre de O_2 , então cinco moles de H_2 e CO seriam formados estequiometricamente a partir de um mol de resíduo. Para $j > 0$, essa razão é menor que 1, ou seja, se algum O_2 estiver presente no meio, mais CO será produzido às custas do carbono residual.

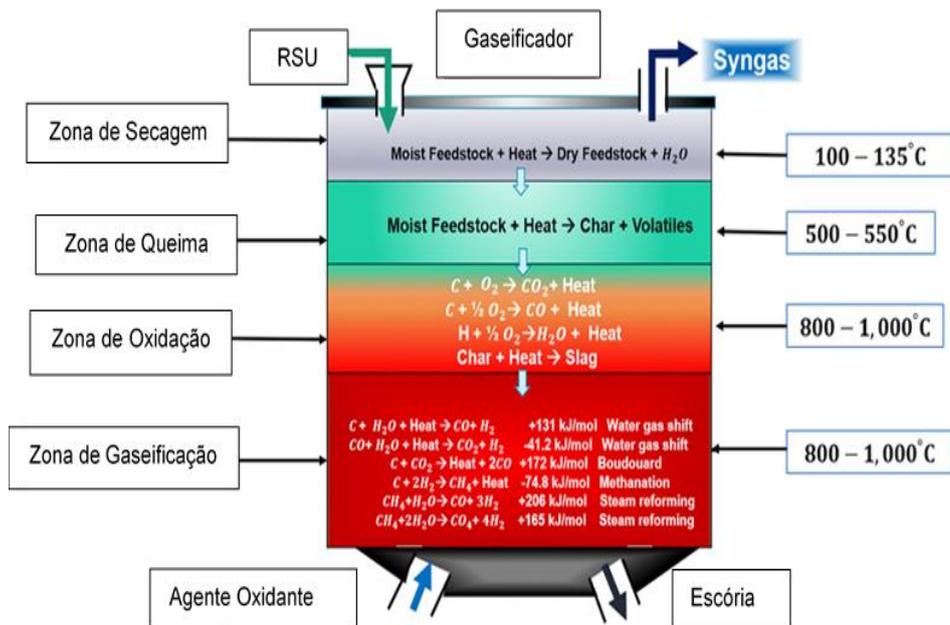
Na presença de água, a reação pode ocorrer da seguinte forma Lee (2022):



Portanto, se considerarmos $j = 0$, a razão de H_2/CO seria igual a 1 tendendo a aumentar a produção de H_2 e CO . Quanto maior for a razão H_2/CO , e na matéria orgânica presente em RSU, ela será mais favorável a produção de produtos de maior valor agregado.

De uma maneira geral, os RSU são alimentados no reator de gaseificação e depois passam por diferentes zonas de temperatura. Em primeiro lugar, a zona de secagem fornece uma temperatura em torno de 100-135°C para evaporar a umidade (abaixo de 10%) existente na massa de resíduos. Em seguida, na zona de desvolatilização (onde ocorre a decomposição do material orgânico) é produzido gás e os resíduos de materiais carbonáceos são vaporizados a temperaturas de 500-550°C, uma vez que os resíduos reagem constantemente com o oxigênio na zona de oxidação (combustão) a temperatura de 800-1000°C. Nesta parte, o resíduo (carvão ou escória) pode ser produzido. Por último, os materiais carbonáceos na câmara podem ser transformados por zona de gaseificação em uma mistura de gases. Normalmente, as zonas de oxidação e gaseificação operam entre 800-1000°C. Além disso, as reações químicas no reator de gaseificação foram controladas pelo agente gaseificante (os mais comuns incluem ar, oxigênio, vapor, água e CO_2), o que afeta o desempenho dos reatores de gaseificação de resíduos (Chanthakett et al., 2022; Marani et al., 2022).

Figura 5 – Gráfico representativo do Diagrama de um reator de gaseificação e suas etapas.



Fonte: Chanthakett et al., 2022.

As principais reações envolvidas no processo de gaseificação (Ying et al., 2018; Rudra e Tesfagaber, 2019; Lee, 2022) são descritas na Tabela 1. Elas ocorrem ao mesmo tempo e, geralmente, competem entre si (Ying et al., 2018), consideradas complexas por transformar grandes moléculas na forma sólida em pequenas moléculas gasosas em ambientes pobres em oxigênio (Lee, 2022).

Tabela 1 – Tabela representativa das Principais reações no interior do reator de gaseificação.

Numeração	Nome da reação	Equação química
R ₁ (3)	Boudouard	$\text{C} + \text{CO}_2 \leftrightarrow 2\text{CO}$
R ₂ (4)	Hidrogaseificação (água-gás)	$\text{C} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CO} + \text{H}_2$
R ₃ (5)	Reforma	$\text{CH}_4 + \text{CO}_2 \leftrightarrow 2\text{CO} + 2\text{H}_2$
R ₄ (6)	Hidrogaseificação (gás-água)	$\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2 + \text{CO}_2$
R ₅ (7)	Metanização do CO	$\text{CO} + 3\text{H}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$
R ₆ (8)	Metanização do CO ₂	$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
R ₇ (9)	Combustão	$\text{C} + \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}$

Fonte: Zheng et al., 2018.

Os tipos de reatores de gaseificação mais comumente utilizados diferem entre si com base na tecnologia empregada: leitos fixos e leitos fluidizados (Santos et al., 2022). A alimentação no interior de um reator de gaseificação de leito fixo passa por diferentes fases, com um fluxo de cima para baixo que resultam em diferentes temperaturas dentro do reator. O RSU alimentado por cima (*bottom-up*) passa pela seção de secagem e pré-aquecimento em torno de 300-400°C, onde a maior parte do teor de umidade é removida. Em seguida, os resíduos passam pela seção inferior, onde a maior parte da reação ocorre em torno de 400–1700 °C. A seção de gaseificação tem uma pequena quantidade de ar ou oxigênio para produzir *syngas*. Os sólidos remanescentes da reação de gaseificação vão para o fundo na seção de alta temperatura do reator, sendo então queimados e fundidos, em torno de 1700-1800°C, onde os metais são recuperados e o escórias são coletadas (Satiada e Calderon, 2021).

Nos reatores de leito fluidizado, as partículas de resíduos são suspensas em um leito com areia inerte ou partículas de alumínio e fluidificada pelo fluxo de ar. Isso melhora as condições de transferência de calor na câmara de combustão, permitindo reações mais eficientes (Santos et al., 2022). A temperatura de queima dos RSU varia de 200-900°C para a geração do *syngas*. Após a remoção de impurezas, a recuperação de calor e a remoção de gás ácido, este *syngas* purificado é usado para gerar eletricidade, H₂ ou gás natural sintético (SNG). Sobre as cinzas de fundo produzidas na gaseificação, suas características são semelhantes às produzidas por outros processos térmicos, permitindo que sejam depositadas em aterro, não sem antes ser realizada a separação dos metais ainda existentes (Dong et al., 2019; Tang et al., 2021)

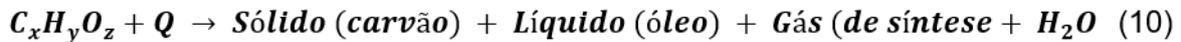
Embora o único objetivo da gaseificação seja a de produzir *syngas*, a geração de alcatrão junto ao gás é inevitável (Dong et al., 2018). À vista disso, no tocante a gaseificação de RSU, esta tecnologia requer a realização de um pré-tratamento para estes resíduos, tendo em conta variáveis importantes, como a redução no tamanho das partículas e umidade, bem como o percentual de compostos voláteis presentes na massa inicial. A avaliação destas variáveis irá promover o melhor funcionamento do reator de gaseificação, aumentando a eficiência de conversão e redução na formação de alcatrão. No entanto, esta etapa adicional pode acarretar em um aumento do custo do processo (Kumar et al., 2020).

2.2.3. Tipo de tecnologia WtE - Pirólise

A pirólise também é tratada como uma decomposição termoquímica do material orgânico presente nos resíduos, em alta temperatura, contudo na ausência de oxigênio, onde envolve mudanças de composição química e da fase física (Gurgul, Szczepaniak e Zablocka-Malicka, 2018). A temperatura do processo varia entre 300 e 850 °C, e o tipo de produto

obtido na saída do processo pode ser determinado a partir do ajuste desta temperatura e do tempo de duração do aquecimento (Fetanat et al., 2019), do tipo de matéria-prima, do reator utilizado no processo, das faixas de pressão e do efeito de catalisadores, se houver (Gao et al., 2018).

Segundo a revisão realizada por Chen e autores (2014) e Miteva (2019), as reações que ocorrem no processo de pirólise podem ser expressas como:



onde Q é o calor que precisa ser fornecido ao reator para favorecer que as reações ocorram. Este parâmetro inclui:

- Vaporização de umidade (Q_1)

Durante a pirólise, a matéria-prima não sofrerá decomposição antes que sua umidade seja vaporizada. Assim, Q_1 pode ser calculado como:

$$Q_1 = W \times 2260; \text{ kJ.kg}^{-1} \quad (11)$$

onde W é o teor de água contida na matéria-prima contida no reator, em termos de %. Portanto, para reduzir esta parte da energia, é recomendado que componentes de RSU com alto teor de umidade, como resíduos de alimentos e biomassa, sejam separados antes de se iniciar a reação. Em virtude disso, uma etapa de secagem geralmente é adotada antes do reator de pirólise para reduzir esta parte da energia.

- Necessidade calórica da pirólise (Q_2)

A necessidade calórica da pirólise é calculada usando a seguinte equação:

$$Q_2 = C_{p,M} \int m_M dT + C_{p,ch} \int m_{ch} dT + C_{p,v} \int m_v dT + Q_p; \text{ kJ.kg}^{-1} \quad (12)$$

Onde $C_{p,M}$; $C_{p,ch}$ e $C_{p,v}$ são as capacidades caloríficas específicas dos produtos gerados (char, carvão e voláteis, em termos de $\text{J.kg}^{-1}.\text{°C}^{-1}$; m_M , m_{ch} e $m_{p,v}$ são as razões mássicas dos materiais contidas na matéria-prima, em %. Os três primeiros itens do lado direito da Eq. (3) são a energia necessária para aquecer a matéria-prima e os produtos até a temperatura de pirólise; e, por fim Q_p é o calor de reação da pirólise, em J.kg^{-1} . Vale dizer que temperatura mais alta quando realizada a pirólise não só resulta em uma maior necessidade de energia, mas também confere desafios para a segurança dos reatores.

- Perda de radiação circundante do reator (Q_3)

À medida que o calor é transferido de fora para o lado interno do reator, Q_3 pode ser desprezado, considerando a superfície de transferência de calor; porém, quando o aquecimento do reator acontece no sentido contrário, a transferência de calor na superfície deve suportar esta porção de energia para manter a temperatura do reator. Dotar a superfície do reator de um bom isolante térmico é uma forma de sanar esta questão porque permite reduzir a perda dessa radiação.

Desse modo, o material orgânico proveniente dos RSU se decompõe em produtos moleculares que podem ser usados, por exemplo, como combustível, produzindo produtos gasosos e líquidos (gás de síntese e óleo) e deixa um resíduo sólido rico em carbono (carvão). As proporções de rendimentos de sólidos, líquidos e gases dependem do material que é pirolizado e das condições do processo (Gurgul, Szczepaniak e Zablocka-Malicka, 2018). Por exemplo, em temperaturas mais altas, uma vez que é produzido mais gás, este pode ser usado para gerar energia. Do contrário, o uso de temperaturas mais baixas aumenta a proporção de produtos líquidos, desejáveis se necessário, devido à facilidade de transferência e armazenamento (Fetanat et al., 2019).

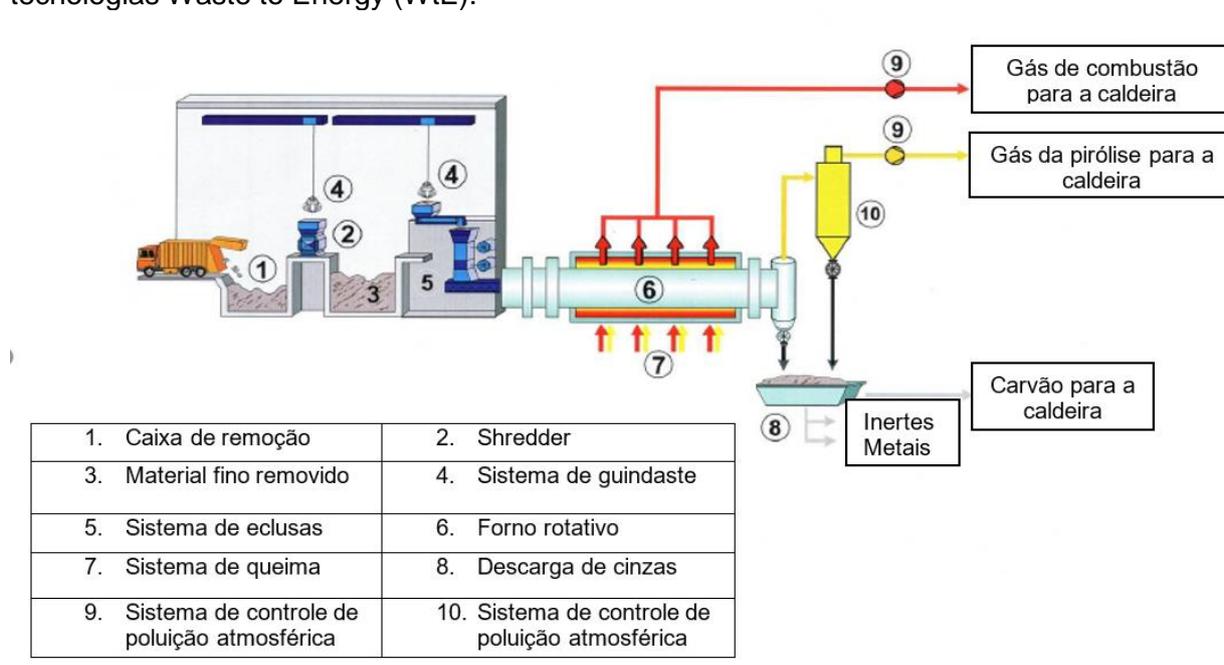
Estas formas de influenciar a proporção de cada um dos produtos formados (taxa de aquecimento, tempo de residência do vapor e temperatura da reação) categoriza o processo em pirólise lenta, rápida, intermediária e flash. Assim, quanto mais rápida for a pirólise, mais favorável será a produção de óleo, caso contrário, quanto mais lenta, mais propícia a formação de carvão, reduzindo a eficiência de processamento do processo. Nesse sentido, os RSU que contenham uma variedade de metais inorgânicos, incluindo álcalis, devido à sua natureza heterogênea, ao se ligarem com o enxofre presente serão relevantes na fusão de cinzas, na geração de cinzas volantes, na emissão de aerossóis e na corrosão do reator quando usados como matéria-prima (Grupta et al., 2015; Dong et al., 2018; Gao, 2018; Nanda e Berrutti, 2021), fatores a serem considerados durante o processo.

Miteva (2019) conclui que os produtos da degradação da parte orgânica dos resíduos pela pirólise são constituídos de 75 - 90 % de substâncias voláteis e coque em 10 - 25%. Caso haja ainda a presença de umidade e substâncias inorgânicas no RSU, diminui-se a produção de voláteis, com a quantidade variando entre 60 a 70 %, em compensação, aumenta-se a formação de coque de 30 - 40%.

O trabalho desenvolvido por Dong e autores (2018), que objetivou verificar quais as melhorias e limitações que as tecnologias WtE atualmente disponíveis possuem de forma a transformá-las tecnologias ambientalmente mais sustentáveis, estudou o processo de pirólise mais tipicamente utilizado e disponível no mercado europeu (Figura 6). Neste, o reator de pirólise é do tipo forno rotativo, com tempo de residência de aproximadamente 1 h e a temperatura de operação variando entre 500 – 550°C. Segundo os dados reportados das plantas industriais que utilizam esse processo, cerca de 85% dos resíduos são convertidos

em gás quente, ou seja, no sentido da formação dos gases com eficiência de gás frio atingindo cerca de 50%. Destrinchando tais definições, a eficiência do gás frio é a proporção do conteúdo energético presente no gás de síntese frente ao da matéria-prima, em uma proporção em massa em torno de 30%. Os resultados encontrados demonstraram que tais plantas requerem um pré-tratamento muito cuidadoso da matéria-prima. Portanto, a temperatura do processo é um dos fatores mais importantes na pirólise pois afeta a taxa de decomposição da matéria-prima para produzir de produtos de valor agregado. Temperaturas de pirólise mais altas produzem uma concentração mais alta de voláteis, resultando em maiores rendimentos de óleo líquido e produtos gasosos do que o carvão (Wan Mahari et al., 2021).

Figura 6 – Gráfico representativo da geração de produtos e coprodutos através das tecnologias Waste to Energy (WtE).



Fonte: DGEEngineering (2009), adaptado de Miteva, 2019.

Chen e autores (2020), em seu experimento, utilizou amostras de RSU coletadas de um aterro de Xangai, China, secas em estufa por 7 dias, conferindo as amostras de resíduos um teor de umidade relativamente baixo e um alto teor calórico, adequados para este tipo de conversão termoquímica, corroborando com a conclusão apresentada por Dong (2018) apresentou sobre a necessidade de secagem do material em uma etapa prévia ao processo.

As vantagens do processo de pirólise de RSU incluem a alta produção de óleo aplicável a turbinas, caldeiras e motores geradores de energia e eletricidade, contudo, revisões limitadas sobre a viabilidade do uso de tecnologias mais modernas para o tratamento e recuperação de energia destes resíduos estão disponíveis na literatura (Wan Mahari et al.,

2021). Assim como na gaseificação, nas plantas de pirólise deve haver a necessidade de pré-tratamento de RSU, da purificação de gases e de tratamento de efluentes, o que acarreta em um aumento no custo dessas plantas (Miteva, 2019).

Como resultado, embora sejam atraentes do ponto de vista do desenvolvimento tecnológico, tanto a pirólise quanto a gaseificação ainda são as tecnologias menos comercializadas no momento, como Dong e autores (2019) concluíram em seu estudo. E o motivo estaria associado ao grau de variabilidade da matéria-prima, já que as aplicações tanto da pirólise quanto da gaseificação são frequentemente limitadas a poucas frações específicas de resíduos (como SRF, plástico e pneus de borracha). Em regra, é necessário um grau mais alto de pré-tratamento, mesmo que algumas tecnologias de gaseificação sejam capazes de aceitar RSU bruto (Dong et al., 2019). Portanto, uma abordagem viável poderia ser a integração das plantas com uma instalação de recuperação de material a montante ou pré-processamento, de modo a aumentar o poder calorífico inferior dos resíduos permitindo, assim, uma maior recuperação de energia e, conseqüentemente, diminuir efetivamente os encargos ambientais associados (Dong et al., 2019).

2.2.4. Tipo de tecnologia WtE - Plasma

Na tentativa de reduzir os danos ambientais, o processo de gaseificação a plasma se apresenta como uma alternativa, uma vez que combina as vantagens do processo típico de gaseificação com uma limpeza de alto desempenho do *syngas* (Rouboa et al., 2020). Este processo apresenta como vantagens, por exemplo, alta densidade de energia térmica (levando a menores dimensões do reator e menores perdas térmicas), fácil controle da temperatura do reator, a possibilidade de operar independentemente dos gases do ambiente (por exemplo, ar, gases inertes e vapor d'água) e a redução das emissões de poluentes atmosféricos (Xu e Wang et al., 2022). É uma tecnologia relativamente nova para o tratamento de resíduos, onde a maioria dos estudos está sendo realizada em escala de laboratório ou em pequena escala, mas também em algumas instalações em escala piloto em operação (Rouboa et al., 2020) que ainda enfrenta alguns desafios econômicos e técnicos (Janajreh et al., 2020).

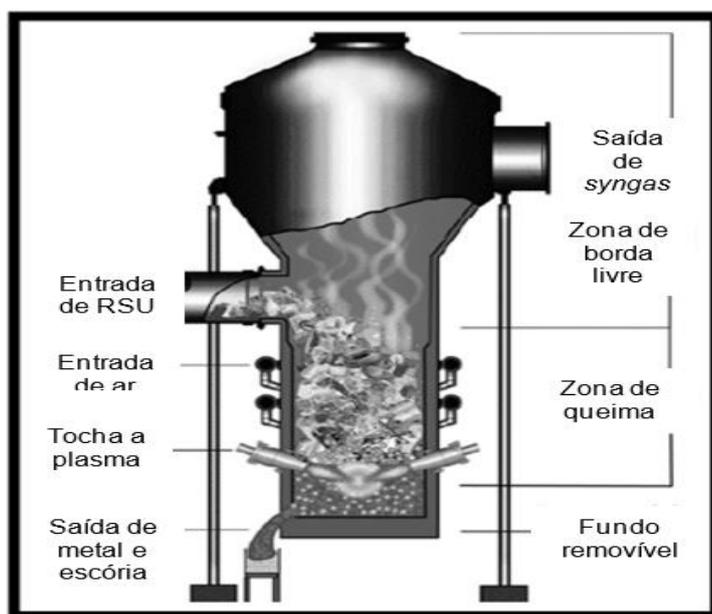
Similarmente a gaseificação convencional, o processo a plasma é realizado em um ambiente com baixo teor de oxigênio, onde o *syngas* é produzido em proporções e composição dependentes do resíduo alimentado no reator. É um processo alotérmico, onde energia externa ao sistema é consumida para aquecer e sustentar as altas temperaturas, o que permite decompor os materiais presentes nos RSU em elementos químicos mais simples, diminuir o volume total de gases de combustão gerado mediante os subprodutos formados, cujo excesso de gás pode ser recuperado em uma caldeira ou em turbina. Como

consequência leva-se a uma redução nos custos de instalação da planta e seu respectivo sistema de limpeza de gases, tornando-o mais eficiente e compacto, se configurando como grande vantagem em comparação com os métodos convencionais de gaseificação (Carpinlioglu e Sanlisoy, 2017; Efremov e Dudolin, 2019).

O *syngas* produzido no processo é composto principalmente de CO, hidrogênio (H₂), CO₂, metano (CH₄), outros hidrocarbonetos leves, alcatrões e cinzas, com multiplicidade de aplicações de uso final (produtos químicos, eletricidade, combustíveis, calor, etc.), de acordo com o índice de qualidade alcançado (Ramos e Rouboa, 2022). Outra característica importante desta técnica é a formação de uma escória vitrificada, um subproduto utilizado como agregado para as indústrias de construção e cerâmica devido à sua natureza inerte, e metais fundidos (Ramos e Rouboa, 2022).

A classificação dos processos de gaseificação de plasma depende, principalmente, das características do projeto do reator e das técnicas de geração de plasma (Tamošiūnas et al., 2019). De acordo com o projeto, o reator de gaseificação a plasma pode ser classificado em três tipos principais: de leito arrastado por plasma, de leito fixo de plasma e de leito móvel de plasma, onde os resíduos podem entrar conjuntamente com o gás de plasma (primeiro caso), alimentados em batelada (segundo caso) ou alimentados continuamente (terceiro caso) (Munir et al., 2019; Montiel-Bohórquez, Saldarriaga-Loaiza e Pérez, 2022). A influência dessas características de projeto nas reações de gaseificação do plasma e na cinética da reação é crucial (Munir et al., 2019). A Figura 7 abaixo representa uma visão geral de um reator de gaseificação a plasma.

Figura 7 – Desenho representativo de reator de gaseificação a plasma.



Fonte: Saha e Singh (2020).

Por geração de plasma, os processos podem ser por Corrente Contínua (DC), Radiofrequência (RF) ou Microondas (MCw) (Carpinioglu e Sanlisoy, 2017), aplicados para tratamento de resíduos, muito por conta das operações em temperaturas muito altas e uma ampla faixa de operação níveis de potência (de 1 kW a 50 MW) (Tamošiūnas et al., 2019), cujos projetos foram estudados por Carpinlioglu e Sanlisoy (2017); Janajreh e autores (2020); Chen e autores (2022); e Montiel-Bohórquez, Saldarriaga-Loaiza e Pérez (2022).

O estudo realizado por Rouboa e autores (2020), que avaliou os aspectos socioeconômicos da gaseificação a plasma para a promoção de um sistema de gestão de resíduos mais sustentável em Portugal considerou que por representar altos custos de capital quando do comissionamento de uma planta industrial por um período de 20 anos, além do abastecimento contínuo de RSU poderiam explicar a implementação escassa desta tecnologia no país.

Paulino, Essiptchouk e Silveira (2020), em seu estudo, concluíram que a gaseificação a plasma ainda está em desenvolvimento com os níveis de eficiência deste tipo de sistema podendo proporcionar mais atrativos economicamente para aplicações reais, mesmo com os custos de produção de *syngas* e eletricidade altos. Mas é evidente, segundo os autores, que a produção de *syngas* para geração de energia elétrica e a possível utilização de escória na construção civil melhoraria a viabilidade econômica do processo de gaseificação a plasma.

Todavia, assim como nos dois processos já discutidos até aqui, também é necessário um pré-tratamento na massa de RSU de entrada do processo de gaseificação a plasma. Munir e autores (2019) concluíram que resíduos não triados e úmidos podem afetar adversamente a produção do *syngas*, requerendo mais energia para o processo, assim como podem danificar os revestimentos refratários do reator. Com o incremento no teor de umidade do RSU alimentado no reator de gaseificação a plasma, a qualidade *syngas* piora e a eficiência da gaseificação diminui drasticamente (Chen et al., 2022). Em compensação, a inclusão desta etapa prévia pode ser desfavorável economicamente (Janajreh et al., 2020).

2.2.5. Tipo de tecnologia WtE - Incineração

Tal tecnologia se configura como a principal alternativa para o tratamento térmico de RSU em operação no mundo, possibilitando a redução dos impactos de sua disposição inadequada e de sua periculosidade, além de reduzir a massa e o volume em torno de 70-90%, respectivamente. Trata-se da combustão de RSU controlada e por tempo determinado, em altas temperaturas, que variam de 800 a 1200°C. Nela pode ser considerada a recuperação de energia uma vez que transforma os RSU basicamente em cinzas, gases da combustão, escória, calor e energia (Lombardi, Carnevale e Corti, 2015; Gomes et al., 2017;

Luo et al., 2019; Cardozo, 2019; Frandsen et al., 2020; Cardozo, Manarinno e Ferreira, 2021; Silva, Toneli, Palacios-Bereche, 2021). Nesse processo, todas as correntes de saídas podem ser considerados coprodutos: o calor de combustão pode ser convertida em água quente, vapor ou eletricidade; gases gerados são tratados; escórias e cinzas são enviadas para reciclagem e/ou aterros; e o vapor d'água pode ser recuperado com a reutilização da água no próprio tratamento ou em unidades externas (Santos et al., 2022).

Esse tratamento pode propiciar uma combinação de benefícios econômicos e ambientais e enfatizar, cada vez mais, que esse os resíduos podem ser vistos como recursos e não como algo que requer apenas eliminação (Astrup et al., 2015; Gomes et al., 2017). Por isso é importante explorar as potenciais consequências ambientais da expansão do uso da incineração na gestão de resíduos sólidos (Erikson e Finnveden, 2017).

Além da redução da massa e do volume dos resíduos (Di Maria, Sisani, Contini, 2018), esta tecnologia apresenta ainda como vantagens a de não exigir grandes áreas (apenas a área da usina) e maior potencial de recuperação energética em comparação à tecnologia de aterro sanitário (Silva, Tonneli, Palacios-Bereche, 2021). Outrossim, os regulamentos que regem o descarte das cinzas de incineração, bem como as emissões de gases de combustão, existentes nos países que detém esta tecnologia, estão se tornando mais rigorosos (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018).

Como resultado, a adoção da incineração de RSU como opção de gestão de resíduos exigiu o desenvolvimento de uma tecnologia robusta capaz de alcançar não só as vantagens supramencionadas bem como atender aos limites de emissões atmosféricas predominantes (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018). Assim, a incineração de RSU poderá desempenhar um papel fundamental no futuro, uma vez que os resíduos que não possam ser reciclados sejam processados com segurança, aproveitando seu valor residual como energia para aquecimento urbano e geração de eletricidade (Pozzo, Abagnato, Cozzani, 2023), garantindo, por esses aspectos, maior confiabilidade operacional do que a pirólise e a gaseificação (Dong, 2018 (2))

A Tabela 2 apresenta as características principais de cada um desses processos termoquímicos.

Tabela 2 – Características dos processos WtE.

Processos WtE	Gaseificação	Pirólise	Plasma	Incineração
Produto formado	Syngas + Alcatrão + Escória	Syngas + Carvão + Óleo	Syngas + Escória vitrificada	Gás de combustão + Cinzas + Escória
Característica	Produto utilizado como gerador de eletricidade	Óleo para alimentar turbinas	Alta densidade de energia térmica	Redução na massa e volume de resíduos
Existência de pré-tratamento da carga de entrada	Sim	Sim	Sim	Não
Natureza do RSU a ser tratado	Heterogêneo	Homogêneo	Heterogêneo a seco	Heterogêneo

Fonte: A autora, 2022

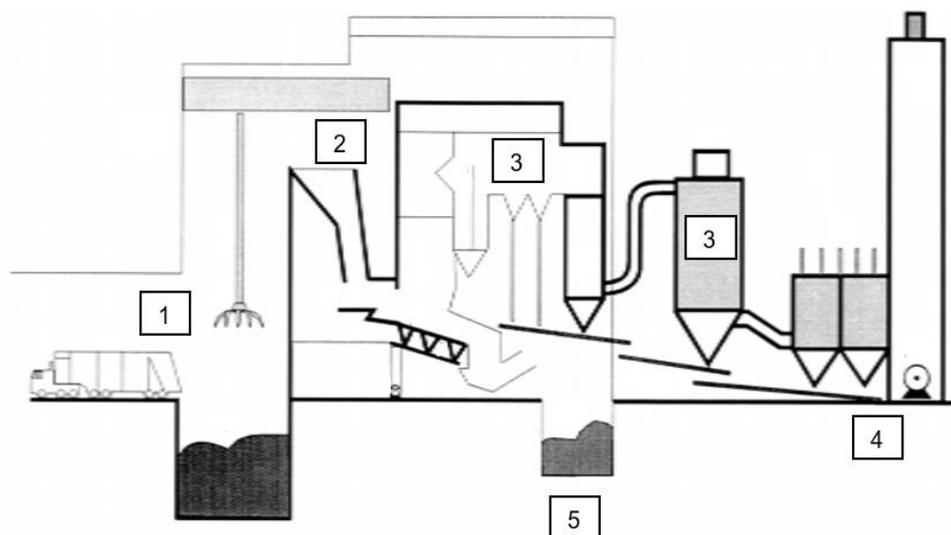
Segundo os dados da CEWEP, em toda a Europa há o quantitativo de 504 plantas industriais em operação (CEWEP, 2020); na China esse número salta de 510 (Ma et al., 2022). De maneira geral, essas plantas de incineração são compostas por três setores principais: câmara de combustão, a limpeza de gases e a recuperação de energia (Di Maria, Sisani e Costini, 2018), que passaremos a tratar a seguir.

2.3. Incineração de RSU com aproveitamento energético

2.3.1. Tipos de incineradores

Complementarmente ao descrito acima, os incineradores são constituídos por uma área de recebimento e armazenamento de resíduos (1); um sistema de alimentação de resíduos (2); um sistema de combustão (3); um sistema de controle de poluição do ar (APC) (4) e um sistema de depósito/tratamento de cinzas (5). Sobre a combustão, ela ocorre em duas seções: Na primeira câmara, há a queima controlada de resíduos a uma taxa pré-definida; já na segunda câmara, ocorre a queima das substâncias retidas nos gases provenientes da primeira câmara até sua exaustão. A Figura 8 ilustra o desenho esquemático de uma planta de incineração.

Figura 8 – Desenho esquemático de uma planta de incineração.



Fonte: Adaptado de Chandler e autores (1997)

Diferentes tecnologias são utilizadas para a incineração de RSU, destacando-se os incineradores rotativos, de leito fluidizado e os de grelha móveis, sendo este último o mais empregado, principalmente por ser mais adequado ao aproveitamento energético (Dong et al., 2019; Mukherjee et al., 2020; Tugov, 2020; Silva, Toneli, Palacios-Bereche, 2021), de forma a ocupar uma fatia maior do mercado de incineradores em comparação às outras tecnologias (Kanchanatip, 2021). Um outro fator que demonstra a superioridade desta incineração se deve a sua capacidade em lidar com grandes volumes de RSU sem triagem prévia, economizando a remoção de materiais volumosos, assim como a habilidade em acomodar grandes variações na composição de resíduos e poder calorífico com grande estabilidade operacional (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018).

No incinerador de grelha, o resíduo é introduzido pelo alimentador e direcionado à câmara de combustão, onde irá se deslocar por meio de grelhas móveis (Silva, Tonneli, Palacios-Bereche, 2021) e/ou inclinada que vibra para agitar os resíduos e misture com o ar, possui movimento alternado de suas barras, o que desloca os resíduos através da câmara de combustão, provocando o seu revolvimento e a sua exposição às regiões de alta temperatura (Cardozo, 2019).

Embora existam inúmeros sistemas de combustão disponíveis para a incineração de RSU, a queima em massa (*mass burn*) é a tecnologia mais adotada para este tipo de resíduos instalada em mais de 500 plantas comerciais pelo mundo (Kasedde et al., 2022). Nela, os RSU são inseridos ao incinerador diretamente na fornalha sem qualquer pré-tratamento, como redução de tamanho, trituração, ou separação de material antes da queima (Lombardi, Carnevale e Corti, 2015; Komilis e Psaltis, 2019).

De maneira geral, como descreve Chandler e autores (1997), a incineração de grelha por queima em massa consiste numa queima em camadas dos resíduos em uma grelha que transporta o material por meio da câmara de combustão. Os resíduos passam por vários regimes de temperatura enquanto permanecem na grelha. Na seção inicial da grelha, tanto o ar quanto o calor presente no interior da câmara se combinam para secar os resíduos. Em seguida, os resíduos secos iniciam o processo de pirólise antes de serem queimados propriamente ditos. Ambos os processos de queima que ocorrem nessa fase (pirólise e a combustão) consomem os resíduos ali presentes; em contrapartida, produzem quantidades significativas de alguns poluentes atmosféricos (monóxido de carbono e hidrocarbonetos não queimados), sendo necessária a presença de ar adicional para a completa conversão em dióxido de carbono e vapor de água.

Na última seção da grelha, as reações de queima terminam, conduzindo o equilíbrio termodinâmico dos materiais presentes no leito. O material residual que deixa a seção de queima da grelha passa por um tanque de resfriamento antes de ser desaguado e transportado para um tanque (bunker) de armazenamento de cinzas de fundo. Para promover uma boa combustão, é importante maximizar o tempo de queima no interior da câmara a fim de manter a eficiência da reação em níveis altos, garantindo uma boa qualidade tanto nas cinzas produzidas quanto uma redução nas emissões atmosféricas (Chandler et al., 1997).

Uma vez que os produtos da incineração são os gases de combustão, as cinzas e a energia térmica (Gabbar e Aboughaly, 2021), é desejável que a quantidade preponderante presente nos RSU tenham um alto poder calorífico inferior (PCI), como plásticos, papel e papelão, para potencializar a formação destes produtos, dado que o material com maior nível de umidade, como conteúdo orgânico, pode dificultar o processo de incineração (Santos et al., 2022) no sentido da geração de produtos indesejáveis.

Essa afirmativa corrobora com o descrito no trabalho de Poon, Tang, Xuan (2018) sobre a emissão de uma quantidade considerável de poluentes atmosféricos que ainda são gerados em diferentes pontos durante o processo de incineração destes resíduos. Cudjoh e Acqua (2021) em seu estudo afirma que a incineração, considerada como uma opção mais segura dentro da gestão de resíduos, caso não seja manuseada adequadamente, pode produzir poluentes atmosféricos prejudiciais ao meio ambiente além de aumentar significativamente os custos do projeto. Outros autores chamam a atenção para os efeitos ambientais da incineração de resíduos sólidos, como Cardozo e autores (2021), que no referencial teórico do seu trabalho apontou sobre as dúvidas e discussões suscitadas em países desenvolvidos, especialmente nos europeus sobre os riscos ambientais e ameaças à saúde pública despertadas acerca da incineração.

Deste modo, a categoria de emissões que mais preocupa é geralmente a associada emissões de chaminés, que contém gases de efeito estufa (GEE, incluindo principalmente

CO₂ e N₂O), gases ácidos (HCl, SO₂, NO_x), metais pesados (Hg, Pb, Ni, Sb, etc.), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), bifenilas policloradas (PCBs) e especialmente as emissões de dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs) (Tian et al., 2013; Ma et al., 2022), sendo estes últimos denominados como poluentes atmosféricos perigosos (HAP, sigla em inglês de *hazardous air pollutants*) (Tian et al., 2013; Fu et al., 2022; Ma et al., 2023). Esses poluentes atmosféricos são produzidos e parcialmente liberados para a atmosfera quando os RSU são queimados, o que pode causar danos graves para o meio ambiente e para a saúde pública, e até mesmo contribuir para o aquecimento global (Tian et al., 2013).

Em comparação com os mais populares métodos de tratamento de resíduos (como aterros sanitários e compostagem), a incineração com sistemas de gestão de emissões atmosféricas é considerada uma opção mais segura (Cudjoe e Acquah, 2021), dispondo de sistemas de controle de poluição relativamente bem desenvolvidos de forma a minimizar, sobretudo, os poluentes atmosféricos (Ouda et al., 2016) como SO₂, NO_x e outros gases ácidos (Wang et al., 2020), além de evitar emissões de metano e reduzir a poluição da água e do solo, o que tem atraído a atenção global a esta tecnologia (Cudjoe e Acquah, 2021).

Não obstante, um dos maiores desafios desta indústria versa sobre o controle eficaz da poluição secundária para metais e poluentes orgânicos persistentes produzidos involuntariamente, como PCDD/Fs e PCBs, cujos possíveis impactos têm despertado amplas preocupações tanto da sociedade civil quanto da academia (Prasad e Joseph, 2020; Wang et al., 2020).

No caso do incinerador, além da demanda por tratamento de RSU, deve-se considerar a demanda por energia elétrica e/ou térmica (Andretti, Ferreira e Mannarino, 2021). Para a recuperação energética dos RSU via processo de incineração, é importante conhecer o poder calorífico inferior (PCI) (Silva, Toneli, Palacios-Bereche, 2021). No ano de 2021, o Ministério de Minas e Energia (MME) brasileiro publicou a Portaria MME nº 10/2021 com as diretrizes do Leilão de Compra de Energia Elétrica Proveniente de Empreendimentos Novos de Geração, denominado "A-5", onde foi contemplado pela primeira vez um projeto de incineração direta de RSU (de potência de 20MW), demonstrando a possibilidade de diversificar a matriz energética do país, simultaneamente a uma destinação de resíduos mais adequada (EPE, 2021).

Apesar de o processo de incineração de resíduos converter aproximadamente 80% da matéria contida nos resíduos em gases de combustão (CO₂ e H₂O), verifica-se um deslocamento de poluentes atmosféricos que são nocivos tanto para a saúde humana quanto para o meio ambiente (Vehlow, 2015). As características iniciais e as concentrações desses poluentes nos gases de combustão são determinadas pelos componentes dos resíduos sólidos urbanos e pela modalidade de combustão empregada (Wang et al., 2020). Portanto,

é imperativo para a sustentabilidade das tecnologias de aproveitamento energético de resíduos que haja um tratamento adequado dos gases de combustão, visando a minimização de suas emissões correspondentes (Pozzo, Abagnato e Cozzani, 2023).

Um método inicial implica no controle das emissões poluentes durante a combustão de RSU através da gestão dos parâmetros operacionais, tais como a regulação do oxigênio e da temperatura na zona de combustão, por intermédio de uma relação ar-combustível adequada (Wang et al., 2022), visando a redução dos na formação de poluentes, controlando

Outra estratégia para eliminar os poluentes após a combustão é mediante a implementação de um sistema de purificação de gases de combustão em dispositivos de controle de poluição do ar (APC), antes de sua liberação na atmosfera (Andretti, 2021). À vista disso, tais dispositivos APC são projetados de diferentes maneiras (Andretti, 2021) e servindo a cada propósito específico (Vehlow, 2015).

Pode-se destacar, por exemplo, na remoção de gases ácidos por meio da neutralização a seco com Ca(OH)_2 ou NaHCO_3 , neutralização semisseca com Ca(OH)_2 e lavagem úmida; na remoção de NO_x pela redução não catalítica seletiva (SNCR) e a redução catalítica seletiva (SCR); na remoção de SO_x e HCl em lavadores semi-seco e/ou seco; na adsorção de moléculas metálicas, orgânicas e voláteis por meio da injeção de carvão ativado; e para o abatimento de material particulado em precipitadores eletrostáticos e filtros de manga (Andretti, 2021; Chen, 2022; Wang et al., 2022).

Como resultado, os sistemas de Controle de Poluição do Ar (APC) empregados nas instalações de incineração com recuperação energética destacam-se como os mais sofisticados entre os diversos processos industriais de elevada temperatura (Andretti, 2021). Não é por acaso que um dos principais impulsionadores do crescimento dessas instalações nos países em desenvolvimento foi a contínua evolução da tecnologia voltada para o tratamento das emissões resultantes do processo de incineração (Andretti, 2021).

2.3.2. Poluentes emitidos por incineradores de RSU

Uma vez que os poluentes atmosféricos emitidos pela operação dos incineradores de RSU podem impactar seriamente o meio ambiente e a saúde humana (Wang et al., 2022), abaixo serão apresentados os descritivos de alguns dos poluentes atmosféricos típicos que emergem da combustão de RSU.

2.3.2.1. Material Particulado (MP)

O material particulado presente no ar emitido após o processo de incineração é categorizado em dois tipos: MP_{2.5} e MP₁₀. MP₁₀ consiste de partículas com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 10 µm, os quais quando entram por inalação no trato respiratório, tende a ser interceptado no ducto respiratório superior, podendo causar ataques de asma, tosse, pressão alta e em casos extremos, mortes prematuras (Shareefdeen e Mishu, 2021).

Em relação aos poluentes MP_{2.5}, o qual são partículas com um diâmetro aerodinâmico de 2,5 µm ou menos, que podem penetrar profundamente no trato respiratório, alcançando os pulmões, pode reduzir a eficiência dos mesmos, aumentam o risco de câncer e também podem causar problemas ambientais, como visibilidade reduzida e formação de neblina (Shareefdeen e Mishu, 2021).

As técnicas de despoejamento utilizadas para o abatimento destes poluentes, principalmente como filtros de mangas e precipitadores eletrostáticos, visam a redução de partículas sólidas de tamanho variando de 1 µm a 1mm (Beylot et al., 2017).

2.3.2.2. Resíduos sólidos oriundos da incineração

Normalmente, a incineração de RSU gera dois tipos de resíduos sólidos: cinzas residuais (ou de fundo) e cinzas volantes como subprodutos que requerem tratamento antes de serem liberados para o meio externo (Saikia et al., 2015; Huynh e Ngo, 2022), numa proporção de 25-30% e 1-3%, respectivamente (Assi et al., 2020). As cinzas residuais correspondem, em sua maioria, ao material não queimado retido nas grelhas da câmara de combustão; já as cinzas volantes, consiste de um material mais fino recolhido pelo sistema de controle de poluição atmosférica (Townsend et al., 2019). Suas características dependerão da constituição da matéria-prima dos RSU a serem incinerados assim como das condições operacionais do processo de queima, como o tipo de incinerador e o sistema de controle da poluição do ar acoplado ao equipamento (Yin et al., 2017).

Ainda que a incineração atenda aos requisitos quanto a redução do volume de resíduos ante a disposição em solo, as cinzas produzidas contêm compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos e que não puderam ser degradados ou destruídos, mas transferidos para a sua composição (Wang, Cheng e Hu, 2019). Daí a necessidade em buscar por tratamentos apropriados para sua utilização na indústria em detrimento a sua disposição em aterros (Jiang et al., 2022).

De uma maneira geral, as cinzas residuais representam cerca de 80% do volume total de cinzas gerado. Por possuírem propriedades semelhantes aos agregados naturais (Huynh e Ngo, 2022) e resistência ao cisalhamento e a abrasão (Liu et al, 2020), apresentam um alto potencial de reutilização em produtos à base de cimento como substituição parcial do

cimento, reduzindo assim o teor de cinzas enviados a aterros (Vaičienė e Simanavičius e, 2022) e agregado de construção (Liu et al, 2020).

Em se tratando de cinzas volantes, normalmente descritas como grânulos sólidos heterogêneos com uma ampla distribuição de tamanho de partícula, consistindo de vidro, metais, minerais, cerâmica, escória/fase fundida e outros materiais (Poon, Xuan e Tang, 2018; Zhang et al., 2022), por adsorverem sais solúveis, metais pesados (por exemplo, cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn)) (Wang, Cheng e Hu, 2019; Jiang et al., 2022) e dioxinas e furanos (Tsang et al., 2021; Sun, Li et al., 2022), é considerado um resíduo perigoso, podendo causar poluição secundária, especialmente pela a lixiviação de metais pesados (Sun e Li et al., 2022).

Diante dessa situação, tecnologias de tratamento das cinzas despontam no mundo acadêmico para estabilização dos poluentes presentes. Destacam-se os processos de co-combustão em fornos de clínquer na indústria de cimentos; a estabilização/solidificação dos poluentes em diferentes tipos de cimentos; a reciclagem em materiais de valor agregado e a recuperação de elementos presentes na sua composição; bem como a transformação em agregados leves/materiais controlados de baixa resistência (Quina et al., 2018; Townsend et al., 2020; Tsang et al., 2021; Wei et al., 2022).

2.3.2.3. NO_x

Representação das moléculas de monóxido de nitrogênio (NO) e do dióxido de nitrogênio (NO₂) e expressa em NO_x. A formação de NO_x durante o processo de combustão dos resíduos sólidos provém de compostos nitrogenados presentes nos resíduos, que ao serem oxidados formam esses produtos (Cardozo, 2019). Essa formação ainda é considerada como um problema uma vez que sua presença na atmosfera atua como precursora na formação de chuva ácida e da poluição fotoquímica (Netzer, Li e Løvås, 2021) se tornando uma barreira significativa para a promoção da tecnologia de incineração de RSU (Yang et al., 2022).

2.3.2.4. SO_x

Tais emissões são geradas a partir da oxidação em alta temperatura que ocorre no processo de combustão de RSU, composto basicamente por SO₂ e SO₃, precursores da chuva ácida (Chen et al., 2022). O teor de enxofre dos RSU é inferior ao dos combustíveis fósseis tradicionais, mas a combustão de RSU ainda é um dos principais contribuintes para a poluição por enxofre (Chen et al., 2022).

2.3.2.5. Gases ácidos: HCl e HF

Existem inúmeros estudos relacionados com a distribuição de cloro durante o tratamento térmico de resíduos sólidos e os riscos desta associação, mas poucos estudos relataram os efeitos da migração de cloro presente nos resíduos durante o tratamento térmico.

Esses gases se originam na etapa de queima a alta temperatura de cloretos inorgânicos, em particular de metais alcalinos e alcalino-terrosos (por exemplo, CaCl_2), na decomposição térmica de PVC (policloreto de vinila) e outros compostos orgânicos de cloro (Vehlow, 2015).

Wang e autores (2020) investigaram as concentrações de HCl no gás de combustão de um incinerador em diferentes temperaturas e encontrou a razão de HCl no gás de combustão para a entrada de cloro total, que aumenta significativamente com o aumento da temperatura. Além disso, os principais componentes dos resíduos sólidos são o húmus, plásticos e materiais inertes como pedras e metais, que diferem dos RSU significativamente. É difícil avaliar a migração de comportamento do cloro em resíduos sólidos comparando-o diretamente com RSU (Poon, Tang, Xuan, 2020).

2.3.2.6. Cloro (Cl^-)

O cloro é um dos parâmetros críticos na operação dos incineradores, particularmente, por ser causador da corrosão, devido à natureza heterogênea dos RSU, em especial pela presença de plásticos, o que torna o conhecimento de seu mecanismo de liberação durante a incineração de extrema importância. Uma vez que o cloro e outros é liberado para a fase gasosa de um combustível, eles passam por uma série de reações químicas e químicas, formando espécies de cinzas intermediárias incluindo gases, líquidos e sólidos (Frandsen et al., 2020).

2.3.2.7. Amônia (NH_3)

A amônia é um contribuinte significativo para a mudança climática e poluição do ar, o que torna importante o controle de suas emissões de forma eficiente (Jeon, Kang e Roh, 2021). Portanto, o desenvolvimento do fator de emissão de NH_3 para instalações de incineração de resíduos é necessário (Jeon, Kang e Roh, 2021).

2.3.2.8. Dioxinas e Furanos

As dibenzodioxinas/dibenzofuranos policlorados (PCDD/F) pertencem a um grupo de poluentes orgânicos altamente tóxicos que devem ser rigorosamente controlados de acordo com a convenção de Estocolmo e foram listados como cancerígenos humanos, com base em evidências limitadas obtidas em um estudo em humanos em 1997 pela Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) e em 2000 pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Chi et al., 2020; Srivieng, Suadee e Watchalayann, 2021). Além disso, as dioxinas são hidrofóbicas, lipofílicas, estáveis e resistentes ao metabolismo, tornando-as difíceis de excretar do corpo tendo, como resultado, serem bioacumuláveis (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018).

São produzidos por processos de combustão, e principalmente pela combustão incompleta de diversos resíduos (hospitalar e RSU); por incêndios florestais e queima de madeira e carvão; durante a fabricação de pesticidas e outros produtos químicos, além de estar presente na fumaça do tabaco e escapamento dos carros (Giusti, 2009). Embora possam ser destruídos durante a combustão em altas temperaturas, são capazes de se reformar em gases de combustão pós-combustão. Como resultado de sua longa meia-vida que varia de anos a décadas, eles são altamente persistentes no meio ambiente, daí o termo poluentes orgânicos persistentes (POPs) (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018).

Mais de 100 kg-TEQ de PCDD/Fs foram emitidos globalmente para o meio ambiente em 2004. Por região, 46,9% dessas emissões (47,1 kg-TEQ) ocorreram na Ásia, seguida pela África (29,6 kg-TEQ), Europa (9,68 kg-TEQ), América do Sul (7,85 kg-TEQ), América do Norte (4,33 kg-TEQ) e Oceania (1,8 kg-TEQ) (Chi et al., 2020). Por conseguinte, o monitoramento regular e contínuo de PCDD/F no ar pode fornecer informações valiosas sobre características ambientais, fontes e resultados por meio de análises estatísticas. Desde que foram listados pela convenção de Estocolmo como poluentes orgânicos persistentes, os PCDD/Fs foram rigidamente regulamentados em muitos países (Chi et al., 2020).

Os mecanismos de formação de PCDD/F em processos térmicos têm sido extensivamente estudados. Duas zonas de temperatura foram reconhecidas como formadoras dessas moléculas a partir de diferentes mecanismos de reação: (1) zona de reação homogênea (alta temperatura, 500–800°C); e (2) zona de reação heterogênea (baixa temperatura, 200–500 °C). Na zona de baixa temperatura, tanto a reação precursora mediada pela superfície quanto a síntese *de novo* podem levar à formação de PCDD/Fs. Geralmente, a síntese *de novo* é reconhecida como a via de formação dominante em incineradores de resíduos com a observação de furano/dioxina > 1 no gás de combustão. No entanto, vários estudos recentes descobriram que a proporção de furano para dioxinas está relacionada ao conteúdo de clorofenóis e clorobenzenos nas matérias-primas (Wang et al., 2020).

Por esta razão, o controle destes poluentes nos gases de combustão se dá principalmente pela manutenção de condições para sua destruição ótima na câmara de combustão e pela prevenção de condições que favoreçam sua reforma em gases de pós-combustão (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018).

2.3.3. Limites de emissão de poluentes atmosféricos para incineradores de RSU

Olhando para o cenário mundial, a preocupação com a redução e a geração de RSU na Europa vem desde 1970, quando teve início a elaboração de Diretivas relativas à geração e gerenciamento dos RSU (Andretti, 2021).

A diretiva 2010/75/EC abrange todo o processo de incineração desde a restrição dos limites de poluentes presentes nos gases de combustão até o gerenciamento dos resíduos do processo (escórias e cinzas volantes) e monitoramento incluindo os limites de emissão de poluentes atmosféricos (Cardozo, 2019). Os poluentes de monitoramento contínuo são óxidos de enxofre (NO_x), monóxido de carbono (CO), material particulado total (MP), carbono orgânico total (COT), ácido fluorídrico (HF), ácido clorídrico (HCl) e dióxido de enxofre (SO₂). E os poluentes de medição periódica são cádmio (Cd), tálio (Tl), mercúrio (Hg), antimônio (Sb), arsênio (As), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni) e vanádio (V) (Cardozo, 2019).

Uma vez que Noruega e Suíça não compõe a União Europeia, esses países exigiram o cumprimento de suas legislações próprias, com limites de emissão de poluentes atmosféricos advindo dos incineradores idênticos e mais restritivos que os adotados na EU, respectivamente (Cardozo, 2019). A legislação Suíça (OFEV, 2018) e a diretiva 2010/75/EC da UE (UE, 2010) estão entre os padrões mais rigorosos para a incineração de RSU no mundo (Andretti, 2021)

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) preparou diretrizes com limites de emissão padronizados para diversos poluentes atmosféricos, atualizada periodicamente, de maneira a compilar o inventário de emissões de RSU (Fu et al., 2022). Ademais, cada estado americano é obrigado a ter seu próprio plano de controle de poluição atmosférica do ar, onde são identificados os programas e ações a serem implementados em cada uma das áreas de controle da qualidade do ar (Santana et al., 2012).

A adoção de um padrão menos restritivo para o controle da poluição anterior a 2014 afetou fortemente a percepção pública relacionada à incineração de WTE na China (Liu et al., 2020). Tal situação foi alterada com o lançamento da revisão da norma em 2014 por parte do governo central, as condições de acesso a projetos de incineração de WTE (Liu et al., 2020).

Em se tratando de África, apenas 19 países da região estabeleceram padrões de qualidade do ar. A promulgação de leis específicas de controle da poluição do ar no continente ainda não é difundida e, como resultado, a qualidade do ar na maioria dos países é gerenciada por meio de outras leis e regulamentos ambientais (UNEP, 2020). Em países com padrões de qualidade do ar legalmente obrigatórios, os poluentes atmosféricos mais comumente monitorados são o material particulado (tanto grosso quanto fino), dióxido de enxofre (SO₂), chumbo (Pb), dióxido e monóxido de nitrogênio (NO₂ e NO), ozônio (O₃) e alguns compostos orgânicos voláteis (UNEP, 2020).

Quando se fala em Brasil, na esfera federal, a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) nº 316/2002, norteou os critérios e os procedimentos para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos, por considerá-los como fontes potenciais de risco ambiental e a saúde caso o sistema de controle de poluentes não for corretamente instalado, operado e mantido (Conama, 2002).

Anos depois, em 2020, o Conama regulou sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer por ocasião da publicação da Resolução Conama nº 499, de 06 de outubro de 2020 (Conama, 2020), revogando a Resolução Conama nº 264, de 26 de agosto de 1999. Diferentemente do reportado na Resolução revogada, o avanço trazido à questão versa sobre a possibilidade da queima dos RSU, desde que submetidos previamente à triagem, classificação ou tratamento, e que seja garantida a manutenção da qualidade ambiental e evitado danos e riscos à saúde.

No contexto estadual, as legislações sobre as tecnologias WtE se apresenta no estado do Paraná pela Resolução da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) nº 043/2008; no estado de São Paulo no âmbito da Resolução da Secretaria de Meio Ambiente (SMA) nº 79/2009 e nos Decretos Estaduais nº 45.181 e nº 48.107 vigentes no estado de Minas Gerais. Nos casos paulista e paranaense, as normativas se debruçam no estabelecimento de critérios e procedimentos operacionais bem como limites de emissão para o licenciamento ambiental de empreendimentos de incineração de resíduos sólidos, especificamente.

O Estado do Paraná, em sua Resolução da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) nº 43/2008, dispõe sobre os critérios, os procedimentos e as premissas para o Licenciamento Ambiental de Empreendimentos de incineração de resíduos sólidos, além de procedimentos operacionais, limites de emissão e critérios de desempenho e controle dos equipamentos, sendo permitido apenas para os resíduos de serviços de saúde - grupos A e E, industriais e perigosos.

A Resolução da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA) nº 79/2009 estabelece as condições operacionais, os limites de emissão, os critérios de controle e monitoramento para disciplinar o processo de licenciamento do aproveitamento energético dos processos de tratamento térmico de resíduos sólidos, em Usina de Recuperação de

Energia (URE), inclusive para os resíduos sólidos provenientes do sistema público de limpeza urbana (resíduos provenientes da coleta regular, tanto domésticos como comerciais, de varrição, podas, limpeza de vias e outros logradouros públicos e de sistemas de drenagem urbana).

Em consulta ao sítio eletrônico da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), foram encontrados os documentos técnicos que subsidiaram a emissão de licença, em sua fase prévia, quando são avaliadas a viabilidade ambiental do empreendimento, a concepção do projeto e a sua localização, das Usinas de Recuperação Energética de Barueri, em 2012; de Mauá, 2020 e de Santos, em 2021, denotando que o assunto ainda é pouco explorado no contexto brasileiro.

Ainda na região sudeste, precisamente no Estado de Minas Gerais, encontram-se vigentes os Decretos Estaduais nº 45.181 e nº 48.107, que regulamentam a Lei Estadual nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009, possibilitando àquele estado a tratar termicamente de resíduos sólidos, excluindo RSU. Em contrapartida, disciplinam que a queima destes resíduos somente poderá ser feita, após priorizadas as etapas de não geração e de redução, desde que cumpridas as etapas de triagem e separação das frações que possam ser reutilizadas ou recicladas. Ademais, a experiência mineira lista as modalidades de tratamento em que os resíduos sólidos podem ser submetidos e assim dar atendimento ao previsto na Política de Resíduos Sólidos daquele estado.

Lançando um olhar sobre o que há de normativa sobre WtE no Rio de Janeiro, encontra-se em vigor a Diretriz Técnica DZ-1314.R-0 (Feema, 1993) sobre os critérios para o licenciamento de processos de destruição térmica de resíduos, ainda sem fazer qualquer menção ao aproveitamento energético, como fizeram a legislação dos estados de MG e SP e sem apontar os padrões de emissão a serem atendidos por conta da aplicação desta tecnologia.

De maneira a ilustrar a comparação dos limites de emissão impostos em alguns países, com destaque para os adotados no Brasil, é representada os dados na Tabela 3.

Tabela 3 – Tabela representativa dos limites de emissão de poluentes atmosféricos para incineração adotados no Brasil e em alguns países do mundo.

MUNDO	MP	NOx	SOx	HF	HCl	Metais	PCDD/F (expressa em ng/Nm ³)	HCT	CO
UE (Diretiva 2010-75) - mg/Nm ³	10	200	50	1	10	(Cd e Tl) – 0,05 Hg- 0,05 (Sb, Pb, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni e V) – 0,5	0,1	-	50
EUA (EPA 40 – mg/Nm ³)	20	210	90	-	20	Hg- 0,05 (Cd e Tl) – 0,01	0,26		130
SUÍÇA (OPair - Ordonnance sur la protection de l'air, 1985, mg/m ³)		80	50	2	20	Hg – 0,1	0,1		50
CHINA (1- Fu ,2022 -mg/m ³) (2- Andretti, 2021 – mg/Nm ³)	30 (1)	300 (1)	100 (1)	-	60 (2)	Hg – 0,05 ⁽²⁾ Cd – 0,1 ⁽²⁾ Pb – 1 ⁽²⁾	0,1 ⁽²⁾	-	60 ⁽²⁾

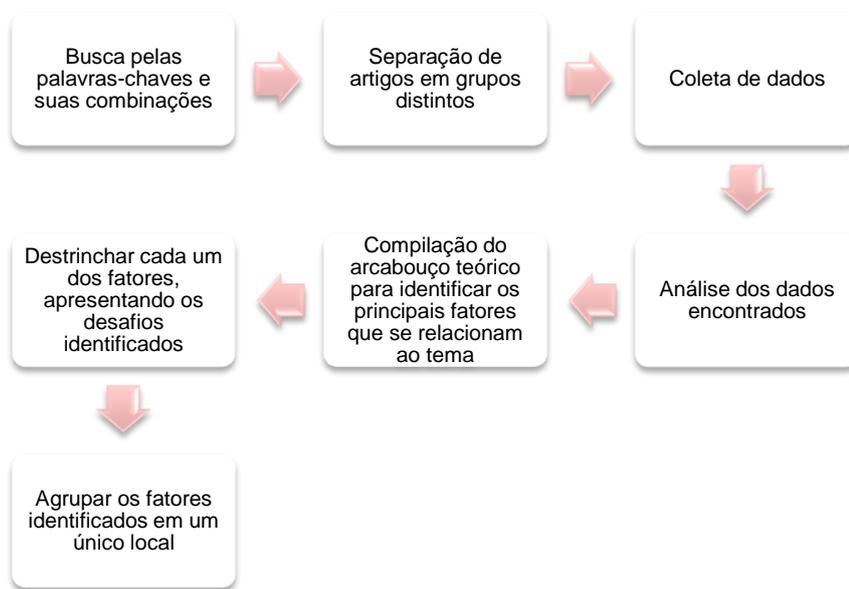
	ÍNDIA (Andretti, 2021 – mg/Nm ³)	50	400	200	4	50	Hg – 0,05 Cd – 0,05 Pb – 0,5	0,1		100
	QUÊNIA (NEMA nº 31831/2008)	10	200	50	1	10	Hg –, 0,05 Cd + Ti – 0,05 Sb, As,Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V – 0,5	0,1		50
BRASIL	FEDERAL (Resolução CONAMA nº 316/2002) - mg/Nm ³	70	560	280	5	80	Classe I (Cd, Hg, Tl) – 0,28 Classe II (As, Co, Ni, Te, Se) -1,4 Classe III (Sb, Pb, Cr, CN, Cr, Sn, F, Mn, Pt, Pd, Rh e V) – 7,0	0,5	-	125
	SP (Resolução SMA nº 79/2009) - mg/Nm ³	10	200	50	1	10	Pb – 0,5 (Cd, Tl) -0,05 Hg – 0,05 (Pb+As+Co+Ni+Cr+M n+Sb+Cu+V) – 0,5	0,1		10

PR (Resolução SEMA nº 54/2006) - mg/Nm ³	70	560	280	5	80	Classe I (Cd, Hg, Tl) – 0,28 Classe II (As, Co, Ni, Te, Se) -1,4 Classe III (Sb, Pb, Cr, CN ⁻ , Cr, Sn, F ⁻ , Mn, Pt, Pd, Rh e V) – 7,0	0,5	-	125
RS (Diretriz Técnica nº 01/2018) - mg/Nm ³	70	560	280	5	80	Classe I (Cd, Hg, Tl) – 0,28 Classe II (As, Co, Ni, Te, Se) -1,4 Classe III (Sb, Pb, Cr, CN ⁻ , Cr, Sn, F ⁻ , Mn, Pt, Pd, Rh e V) – 7,0	0,5	-	125

3. MATERIAIS E MÉTODOS

As etapas de desenvolvimento da pesquisa utilizadas para obtenção dos resultados pretendidos com esse trabalho são apresentadas na Figura 9.

Figura 9 – Etapas de desenvolvimento da pesquisa.



1- Busca pelas palavras-chaves e suas combinações

Primeiramente, foi necessário recorrer ao referencial teórico (acadêmico e técnico) acerca dos poluentes atmosféricos oriundos das tecnologias de tratamento térmico de RSU. Fundamentado nessa pesquisa, observou-se que a incineração se configura como a rota WtE mais significativa e amplamente difundida no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Continuamente, o aproveitamento energético associado a esta tecnologia, que permite vislumbrar uma maneira de reduzir a poluição atmosférica em relação a disposição de resíduos no solo, foram os motivos que balizou a escolha desta tecnologia para o desenvolvimento desta dissertação.

A busca foi realizada a partir das seguintes palavras-chaves: *MSW* (ou *RSU*); *incineration* (ou *incineração*); *WtE* (ou *aproveitamento energético*); *polluent* (ou *poluente*); *health* (ou *saúde*); *economic evaluation* (ou *análise econômica*); *air pollution* (ou *poluição atmosférica*), e suas combinações nas principais bases científicas (*Science Direct*, *Web of Science*, *PubMed*, *Periódicos CAPES*), mediante a utilização do operador booleano AND. A utilização das palavras-chave na busca dos textos de referência permitiu criar a base do

trabalho para a elaboração da dissertação, permitindo visualizar a importância de trazer o tema de incineração de RSU para discussão, resultando no estudo de 152 artigos científicos.

Além destas informações, foi realizada a pesquisa bibliográfica quanto às normativas legais acerca dos limites de emissão de poluentes atmosféricos no contexto brasileiro e mundial bem como os dados técnicos e econômicos das plantas de incineração nos sítios eletrônicos da Organização Mundial de Saúde (OMS); Energia de Pesquisa Energética (EPE); Associação Internacional de Resíduos Sólidos (*International Solid Waste Association – ISWA*); Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA); Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos (ABREN); Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) e da Confederation of European Waste-to-Energy Plants (CEWEP), principalmente, além dos órgãos ambientais do Brasil e de alguns países ao redor do mundo.

Assim, definiu-se um agrupamento de palavras-chaves para a realização de busca ativa dos artigos científicos, seja para a temática ambiental, econômica quanto para a temática de saúde nas bases de dados acadêmicos. O binômio definido foi apresentado da seguinte maneira, incluindo sua versão em português: (WtE AND MSW); (WtE AND Incineration); (WtE AND Incineration); (WtE AND Air Pollution); (Incineration AND Polluent); (Incineration AND Air Pollution); (MSW AND Incineration); (MSW AND Polluent) e (MSW AND Public Health); (Incineration AND Economy); (MSW AND Economy).

Observou-se que a busca de artigos não acarretou num aumento na diversificação de artigos encontrados para compor o referencial teórico e, conseqüentemente, num aumento em sua quantidade. Tampouco houve distinção entre eles em qualquer outra combinação que não as definidas para compor as premissas do estudo. Esta situação ficou bem aparente quando da utilização do binômio (WtE AND Public Health) ou (Incineration AND Public Health), uma vez que não houve diferença nos artigos apresentados quando utilizado o agrupamento (MSW AND Public Health).

2 – Separação de artigos em grupos distintos

A divisão entre os grupos foi realizada com base nos fatores críticos apontados pela revisão bibliográfica que sugerem ser os impeditivos para o uso da tecnologia de incineração de RSU com aproveitamento energético, em especial nos países em desenvolvimento.

O universo estudado abrange abarcou não apenas os países onde a tecnologia de incineração com aproveitamento energético já se encontra consolidado (países da União Europeia, Estados Unidos e Japão), como também naqueles onde há um crescimento por essa opção no gerenciamento de RSU (China e Índia) e, ainda naqueles onde a aplicação dessa tecnologia possa ser econômica e/ou tecnicamente viável (Brasil, países da África e do Oriente Médio).

O local de publicação da pesquisa se apresentou como um fator de relevância para entender a motivação da comunidade acadêmica em elucidar as questões referentes aos impactos que a incineração de RSU possam causar. Desse modo, observou-se que em boa parte dos estudos selecionados identificaram a tecnologia de incineração de grelha como a mais difundida para a destruição térmica dos RSU em países como China, Japão, Estados Unidos e boa parte da Europa (Liu et al, 2020).

Verificou-se que os estudos sobre saúde se concentraram em países dos continentes Sul-Americano, Europeu e Asiático, embora tenham sido encontrados estudos nos Emirados Árabes e Austrália. Para o período estudado, nota-se um especial interesse do continente asiático em investigar o tema, sendo a China o país com o maior número de artigos encontrados (35%). Esse fato pode ser explicado pelo estímulo governamental à implantação da incineração frente aos aterros sanitários, levando à urgência em se avaliar os potenciais riscos da incineração para a saúde da população (Ma et al., 2023).

Para o estudo de viabilidade econômica, a revisão se debruçou na ótica dos países em desenvolvimento, prioritariamente, para traçar um paralelo de entendimento junto aos países desenvolvidos.

Quando se trata das investigações sobre os impactos ambientais oriundo da incineração de resíduos, a distribuição espacial dos artigos científicos inclui a parte da Norte do continente Americano e o continente Africano. Esta questão pode ser justificada pela existência de padrões ambientais definidos para emissão de poluentes atmosféricos. Sobre os poluentes, identificamos que dioxinas e furanos e material particulado foram os poluentes estudados para ambas temáticas, cuja análise mais aprofundada serão apresentados nos capítulos seguintes.

O arcabouço teórico para a pesquisa é formado por um total de 100 artigos. Após o refino realizado naqueles artigos que não guardam relação com o assunto aqui proposto, um quantitativo de 92 artigos foi selecionado para uma revisão mais aprofundada.

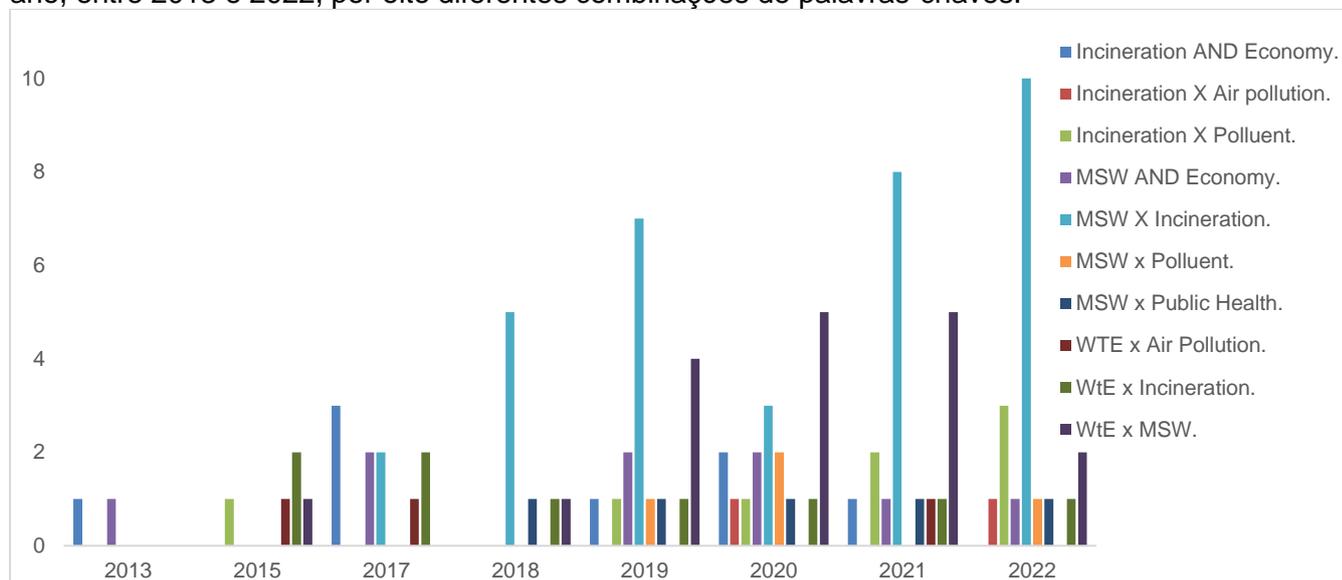
3 – Coleta e agrupamento de dados

Sobre o período de pesquisa de dados, inicialmente a busca por artigos se limitou ao período de cinco anos tanto para os assuntos referentes a saúde, econômico e ao ambiente. No entanto, mais especificamente para o aspecto de saúde pública, o quantitativo de artigos encontrados para esse período não forneceu o arcabouço robusto para permitir a análise do tema, optando por ampliar o limite temporal para 20 anos, já que com a malha amostral de trabalhos científicos produzidos que tratassem da correlação poluentes atmosféricos AND incineração reduziu consideravelmente a partir de 2017. Assim, definiu-se os períodos de

2002-2023, 2018-2023 e 2013-2022, para encontrar os artigos de saúde, ambiente e de economia, respectivamente.

A Figura 10 mostra que o binômio (MSW AND Incineration) forneceu o maior quantitativo de artigos, com uma tendência de aumento na publicação científica de artigos sobre a temática a partir do ano de 2018.

Figura 10 – Gráfico representativo do número de artigos publicados em bases científicas, por ano, entre 2013 e 2022, por oito diferentes combinações de palavras-chaves.



Do mesmo modo, foi possível agrupar as informações textuais em três grupos distintos: aqueles em que o conteúdo versa sobre o impacto da incineração no ambiente, aqueles cujo impacto se refere à saúde pública e os que relacionam a temática econômica. Delimitou-se aos poluentes característicos e que possuem normativa legal para limites de emissão já definida (NO_x; MP; SO_x; PCDD/F e Cinzas) e aqueles em que foram os mais destacados quanto a relação de danos à saúde (MP; PCDD/F, Cinzas e metais). No aspecto econômico identificou-se o indicador mais representativo o Valor Presente Líquido (VPL). Os dados encontrados foram compilados em tabelas de Microsoft Excel.

De posse disto, a divisão dos artigos utilizados para o desenvolvimento da pesquisa ficou definida da seguinte forma: 66 artigos com foco em impactos ambientais; 16 artigos sobre impactos à saúde e 10 artigos com a temática econômica.

4 – Compilação, análise e agrupamento dos dados encontrados e identificação de medidas mitigadoras

O passo seguinte foi analisar os dados encontrados para cada um dos fatores, destrinchá-los de maneira a apresentar cada um dos desafios encontrados para implementar

o tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos. Ademais, busca-se fornecer elementos que permitem promover a discussão dos limitadores na implantação da incineração.

Ao final desta avaliação a expectativa é encontrar um conjunto de fatores que apresentem os desafios que representem importantes obstáculos para a implantação da tecnologia, agrupando-os em uma tabela única. Dessa maneira, espera-se contribuir para a implantação desta tecnologia no âmbito do Estado do Rio de Janeiro, no sentido de fornecer informações relevantes para os tomadores de decisão.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Definição dos fatores que impactam a implantação da incineração de RSU

Ao se pensar em cidades sustentáveis, é preferível obter energia a partir de RSU em detrimento ao seu armazenamento. Dessa forma, obter energia renovável por meio de resíduos poderá auxiliar os modelos de governança local existentes, tornando o gerenciamento de resíduos eficaz. Embora as tecnologias WtE sejam diversas, a obtenção de energia por conversão térmica se apresenta atraente entre as demais tecnologias devido à sua superioridade tecno-econômica em aplicações de grande escala (Yaslan et al., 2021).

Os estudos de Makarichi, Jutidamrongphan, Techato (2018); Tugov (2021) e Cardoso, Manarino e Ferreira (2021) nos ajudam a vislumbrar uma justificativa plausível para esse crescimento, em complementação a conjectura apresentada por Lombardi e autores, além de Massarutto (2015). Segundo aqueles autores, a decisão de reduzir a disposição de resíduos em solo motivada, ainda, pela modernização das regulações ambientais, em especial nos países em desenvolvimento, permitiu iniciar a busca por alternativas para a gestão de resíduos, aliado ao amadurecimento tecnológico da incineração em boa parte da Europa, EUA e no Japão, sobretudo na melhoria do sistema de controle de poluição para fins ambientais e de saúde. É preciso um destaque sobre esse aspecto, que será tratado adiante.

Domingo et al. (2020) e Thait e autores (2020) nos ajudam a entender um pouco a motivação de estudos sobre a temática uma vez que lança luz no contrassenso criado entre as vantagens tecnológicas advindas do processo de incineração na gestão de resíduos, sobretudo a recuperação energética e a redução de massa/volume dos RSU e a crescente pressão em provar a ausência de potenciais efeitos adversos. Segundo esses estudos, a causa passa pela percepção tradicional e histórica da população de que as emissões atmosféricas da incineração produzem substâncias tóxicas que impactam a saúde humana e ambiental. Como percebeu Zhou et al. (2018) ao entrever que a população é mais resistente ao estabelecimento de plantas de incineração do que à queima de resíduos a céu aberto. Andretti (2021), na discussão dos resultados de sua tese, corrobora com este raciocínio afirmando que a oposição pública é frequentemente um grande obstáculo para projetos de incineradores nos países desenvolvidos e em desenvolvimento ao ponto de ser necessária a aprovação pública, ou "licença social", para se construir uma planta de incineração com recuperação energética, para além da elaboração de Estudo de Impacto Ambiental, documento obrigatório para o licenciamento ambiental desta atividade.

Ao se analisar a distribuição geográfica dos locais onde os artigos científicos sobre os impactos das operações de queima de RSU em fornos de incineração sobre o ambiente, a

saúde da população circunvizinha e a economia verificou-se que os estudos sobre saúde se concentraram em países dos continentes Sul-Americano, Europeu e Asiático, embora tenham sido encontrados estudos nos Emirados Árabes e Austrália. Para o período estudado, nota-se um especial interesse do continente asiático em investigar o tema, sendo a China o país com o maior número de artigos encontrados (35%). Esse fato pode ser explicado pelo estímulo governamental à implantação da incineração frente aos aterros sanitários, levando à urgência em se avaliar os potenciais riscos da incineração para a saúde da população (Ma et al., 2023). Contudo, considerando que a avaliação da saúde está intrinsecamente ligada às percepções sociais acerca da atividade, o enfoque do estudo foi redirecionado, passando a incluir os fatores sociais relacionados à incineração de resíduos sólidos urbanos (RSU).

Quando se trata das investigações sobre os impactos ambientais oriundo da incineração de resíduos, a distribuição espacial dos artigos científicos inclui a parte da Norte do continente Americano e o continente Africano. Esta questão pode ser justificada pela existência de padrões ambientais definidos para emissão de poluentes atmosféricos. Sobre os poluentes, identificamos que dioxinas e furanos e material particulado foram os poluentes estudados para ambas temáticas, cuja análise mais aprofundada serão apresentados nos capítulos seguintes.

Um outro ponto a destacar é o interesse de países como China, Japão e Coreia do Sul, sobretudo, no desenvolvimento de pesquisas sobre os impactos sociais e ambientais da incineração a partir de 2018. Se por um lado, os artigos oriundo dos países europeus se apresentam como uma forma de materializar o conceito de hierarquização de resíduos apresentado pela Diretiva Europeia 2008/98, como ilustrou Lombardi, Carnevale e Conti (2015) em seu estudo de revisão, para aqueles países fez-se necessário fornecer uma solução diversificada e sustentável para aliviar a pressão sobre a eliminação de resíduos sólidos urbanos por meio da geração de energia renovável (Liu et al., 2020).

Nessa linha, He e Lin (2019) indicaram que a baixa informação acerca das características dos projetos e a disseminação de informações equivocadas, a emissão de poluentes atmosféricos acima dos padrões ambientais legais e a escassa (ou até falta) de supervisão por parte dos órgãos públicos são os fatores que balizam a preocupação da população frente aos riscos causados pela incineração de RSU.

O estudo conduzido por Andretti (2021) introduziu um conceito relevante ao identificar fatores desafiadores para a implantação da incineração de resíduos sólidos urbanos (RSU). Em síntese, aspectos como o impacto das taxas de juros bancários, a receita mínima economicamente viável, a ausência de regulamentação e padrões técnicos, a escolha adequada do modelo de negócios, a adoção de tecnologia atualizada, a importância da caracterização dos resíduos da região e os fatores sociais podem influenciar de forma

significativa as decisões dos gestores públicos e privados quanto à adoção da incineração como modelo ideal para o gerenciamento de resíduos

Em resumo, à luz das informações extraídas da revisão da literatura estudada, constatou-se que os aspectos preponderantes à implantação da incineração de resíduos sólidos urbanos e que serão considerados nesta pesquisa, são os de natureza ambiental, social e econômica.

4.2. Análise dos Impactos no Meio Ambiente advindos da Incineração de RSU

Quando se trata de impactos ambientais associados à poluição atmosférica oriunda da incineração de RSU, alguns dos autores apresentam a evolução histórica da incineração no mundo e o avanço tecnológicos que os sistemas APC tiveram ao longo dos anos (Brunner e Rechberger, 2015; Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018; Cardozo, 2019; Andretti, 2021; Malav et al., 2021).

Se por um lado, a implementação da queima de RSU teve seu desenvolvimento focado, prioritariamente, em razões higiênicas e, posteriormente, na redução de volume e massa, a evolução das tecnologias de tratamento nas emissões atmosféricas, motivadas pelo advento das legislações ambientais a partir dos anos 70 do século XX, foram fundamentais para que houvesse uma mudança sistema de gerenciamento de resíduos.

O relativo no interesse científico do tema pode ser explicado nas observações realizadas nos estudos de Mannarino, Ferreira, Gandolla (2016) e Tugov (2021), como exemplo. Já que esses autores também observaram uma tendência de evolução dentre sistemas de gestão em diferentes países e regiões do mundo, em alguma medida, tem que haver a necessidade de preparação destes locais à regulação de forma a assegurar a qualidade da operação, caso as novas tecnologias sejam consideradas.

Em relação aos poluentes encontrados nos artigos selecionados, para o período especificado na metodologia, a preocupação ambiental se debruçava naqueles denominados por Fu et al. (2022) como poluentes atmosféricos perigosos (HAP, sigla em inglês de hazardous air pollutants): NO_x; SO_x; PCDD/F; MP e cinzas (de fundo e de topo).

A começar pela emissão de NO_x os autores pesquisados apontam que a preocupação ambiental acerca deste poluente se mantinha centralizada nas questões fotoquímicas, o que pode acarretar em uma barreira na promoção da tecnologia de incineração de RSU, como definiu Yang et al. (2022).

Com base nos artigos datados de 2017 a 2023, distribuídos por 20 países, o fator de emissão encontrado para este parâmetro variou de 0,506 kg/T RSU (136,9 mg/m³) (Tang et al., 2023); 0,687 kg/T RSU (Beylot et al., 2017); 0,813 kg/T RSU (176,2 mg/m³) (Chen et al., 2022); 0,960 kg/T RSU (Fu et al., 2022); 1,10 kg/T RSU (Chen et al., 2022).

Sobre as dioxinas, o que se observou se relacionou com a redução nas taxas de emissão ao longo do período em referência. De maneira a exemplificar, o estudo de Zhou e autores (2018) verificou que o padrão de emissão de PCDD/F tornou-se 10 vezes mais rigoroso de 2004 a 2015. Assim como Titto e Savino (2019) que em seu estudo, ao totalizar as emissões de PCDD/F, notaram a redução de 435 gTEQ em 1997 para apenas 1,2 gTEQ em 2008.

O caminho que leva a sugerir tal comportamento passa por evitar a presença de plásticos, principal fonte de cloro, na massa de RSU a ser incinerado, e para minimizar o estímulo à formação e posterior a emissão de dioxinas e furanos para o meio ambiente, como já alertava Cudjoe e Acquah (2021). Em termos europeus, a diretiva 2010/75/EC e a legislação suíça OFEV, 2018 estão entre os padrões mais rigorosos para a incineração de RSU no mundo (Andretti, 2021), determinando para este composto o limite de emissão padrão de 0,1 ng/Nm³ em ambos países.

Para atender aos padrões ambientais definidos para este composto, foi necessário implementar uma mudança no desenvolvimento de equipamentos a partir de melhorias subsequentes nas especificações de projetos, tanto no próprio equipamento quanto no sistema de controle de poluição do ar (Thaiti, 2020). Cardozo (2019) reforça que somente as boas práticas de combustão não garantem a emissão de poluentes adequada, sendo imprescindível o emprego de equipamentos de controle tanto de poluentes gasosos e físicos; sobretudo para estes que possuem a capacidade de transportar outros poluentes que ficam adsorvidos em sua superfície.

O relatório apresentado pela CEWEP em 2022 aponta que as plantas de incineração representam menos de 0,2% do total das emissões industriais de PCDD/F na Europa. O progresso significativo foi alcançado nas tecnologias de incineração WTE nas últimas décadas, especialmente na otimização da eficiência de sistemas de combustão e na melhoria do tratamento de gases de combustão. D'Adamo, Cucchiella e Gastaldi (2017), em seu estudo, já abordavam como o avanço tecnológico possibilitou a construção de plantas de incineração modernas, com maior eficiência produtiva e sistemas de controle de poluição mais rigorosos.

Em se tratando de sistemas APC, além do rígido controle do processo de incineração e da composição do resíduo combustível para a minimização da geração destes compostos, utilizam-se filtros de substâncias adsorventes, como o carvão ativado e zeólito para a adsorção das dioxinas e furanos. Ademais, efetua-se a injeção de carvão ativado e posterior passagem por filtro-manga como uma etapa de polimento de gases, uma vez que, esta etapa retém, além das dioxinas e furanos, outros compostos orgânicos e mercúrio (Cardozo, 2019).

Mesmo com o aumento no número de parâmetros avaliados, PCDD/F continua sendo o poluente mais pesquisado. Em contraponto, por guardar uma relação à dioxinas, iremos debruçar também nas partículas, na forma de MP e cinzas.

Em relação às cinzas, a distribuição do tamanho da partícula influencia o uso benéfico de suas aplicações. Para as cinzas volantes, a preocupação passa pela estabilização dos metais e metaloides em sua estrutura (Tian, Dai, Wang, 2023), enquanto que para as cinzas de fundo, devido às suas características físico-químicas, podem ser substitutas de areia ou agregados para a indústria da construção civil, construção de aterros sanitários, construção de estradas, agregados de concreto e cimento e produção de clínquer (Bruno et al., 2021). O arcabouço legal de alguns países europeus regulamentou o uso das cinzas de fundo na construção civil em níveis que minimizem o risco ao meio ambiente, considerando-o como subproduto (Oehmig et al., 2015; Assi et al., 2020; Tian, Dai, Wang, 2023). Já as cinzas volantes, por serem caracterizadas como resíduo perigoso, têm os aterros específicos para estes como destino adequado, em contraposição ao preconizado pela economia circular (Assi et al., 2020). Seguindo os princípios da economia circular, a União Europeia Comissão incentiva a utilização da fração mineral de cinzas de fundo WTE (depois de adequadamente ferrosos e não ferrosos reciclagem de metais) como materiais de construção secundários no setor de engenharia civil (Tian, Dai, Wang, 2023).

Alguns autores apontam que a aplicação do conceito de recuperação energética foi possível com a evolução das tecnologias de tratamento nas emissões atmosféricas motivadas pelo advento das legislações ambientais. É imperioso dizer que o único poluente atmosférico regulado na década de 60 era MP e o controle de gases ácidos somente passou a ser exigido a partir da década de 1980 (Makarichi, Jutidamrongphan, Techato, 2018). Com base na revisão feita por Andretti 2021, o controle e tratamento de cinzas volantes é um grande desafio em termos de esforços para desenvolver uma rede sustentável de plantas de incineração com recuperação energética.

Um outro aspecto apresentado para a introdução da incineração se refere a possibilidade de que esta tecnologia possa auxiliar no aumento da vida útil do aterro sanitário. A justificativa apresentada versa sobre a redução do envio de resíduos com valor agregado para descarte em aterro (Mannarino, Ferreira, Gandolla, 2016; Luo et al., 2019). O controle eficaz de gases perigosos poluentes podem ser alcançados usando as melhores tecnologias de controle disponíveis (BACT), incluindo algumas tecnologias avançadas de combustão e sistemas de controle de poluição do ar de alta eficiência (Tian et al., 2013).

Na verdade, os principais riscos e limitações da incineração são os requisitos mínimos em termos de menor poder calorífico, a necessidade de pessoal qualificado para operação e manutenção, apoio financeiro e escolha apropriada de tecnologia (Margallo et al., 2019). Para ilustrar o caso, em consulta ao sistema consulta unificada de processos do Instituto Estadual

do Ambiente (INEA, 2023), foram encontrados 60 processos administrativos de requerimentos de licença para a atividade de incineração; apenas 01 possui o licenciamento vigente. Em contrapartida, nos últimos anos, os avanços no desenvolvimento de sistemas APC capazes de reduzir substancialmente as emissões oriundas da incineração recolocaram esta tecnologia na agenda de discussões.

A atenção pública dada às emissões de poluentes atmosféricos das usinas de incineração de RSU (Wang et al., 2022), acarretou em uma rigorosa supervisão operacional e inspeção por parte das autoridades de proteção ambiental e de saúde, de maneira a garantir o atendimento aos requisitos legais impostos, em âmbito local e nacional (Yuan et al., 2019). Fator este que possa explicar a incorporação da incineração no gerenciamento de resíduos, especialmente na Europa e nos Estados Unidos, por meio do estabelecimento de legislações cada vez mais rigorosas e restritivas. (Cardozo, 2019). O aumento no rigor da legislação ambiental praticada na maioria destes países, implicou no aprimoramento das tecnologias de incineração, que buscam minimizar cada dia mais o impacto causado ao meio ambiente com seu funcionamento (Oliveira, 2020). Desse modo, um dos maiores desafios, seja a maneira de controlar a poluição secundária de forma eficaz (Zhong et al., 2020).

Como concluiu Cardozo (2019), se for cumprida a legislação vigente, desde que ela seja compatível com rigorosos padrões internacionais, a contribuição de impactos por parte dos incineradores será mínima, não provocando danos ao homem e ao meio ambiente.

Com base nos estudos da EPE (2023), o Brasil pode considerar a incineração com aproveitamento energético de RSU como uma alternativa tecnológica, utilizando experiências internacionais como referência, uma vez que, assim como em outros países, essa tecnologia pode reduzir significativamente a área necessária para aterros sanitários. Os riscos associados às emissões de poluentes atmosféricos são mitigados por tecnologias de controle disponíveis, embora essas soluções apresentem desafios financeiros consideráveis (EPE, 2023).

4.3. Fatores sociais que impactam na implantação da Incineração de RSU

Segundo o ensaio de Cangialosi e autores (2008), a avaliação dos riscos para a saúde humana tem sido sugerida como uma ferramenta para abordar as consequências para a saúde decorrentes do contato com agentes de risco (por exemplo, contaminantes químicos) e como base para o desenvolvimento de medidas de gestão de riscos. Daí, apontam para as seguintes etapas principais de modo a contribuir para o paradigma de avaliação de risco: 1. determinação de emissões de chaminés para poluentes persistentes (não) cancerígenos selecionados; 2. avaliação do transporte de poluição em meios ambientais; 3. avaliação de exposição e dose e; 4. avaliação de risco à saúde

Tal metodologia foi seguida, em alguma medida, pelos autores encontrados na elaboração desta dissertação uma vez que as investigações recaem sobre aquele público-alvo por estarem expostos aos poluentes atmosféricos de maneira direta, pela inalação de ar contaminado, ou de maneira indireta, pelo consumo de água ou alimentos contaminados, ou ainda através de contato dérmico com solo contaminado (Cangialosi et al., 2008; Gouveia & Prado, 2010; Mauriello, 2017; Vaccari et al., 2021).

Giusti (2009) já alertava para a incidência de uma ampla gama de possíveis doenças em funcionários de incineradores de resíduos e na população residente com base na avaliação de estudos epidemiológicos. Contudo, a evidência de resultados adversos para a saúde da população em geral que vive perto de incineradores é geralmente insuficiente e inconclusiva. A fim de melhorar a qualidade e a utilidade dos dados epidemiológicos estudos aplicados a populações residentes em áreas onde estão localizadas instalações de gestão de resíduos ou planejado, deve-se dar preferência a estudos de coorte prospectivos com poder estatístico suficiente, com acesso a medições diretas de exposição humana e apoiado por dados sobre biomarcadores de efeitos na saúde e biomarcadores de suscetibilidade (Giusti, 2009).

Por conseguinte, os autores, em sua maioria, buscaram investigar umnexo causal entre o aumento de doenças (câncer e problemas respiratórios, sobretudo) ou mortalidade na população circunvizinha às usinas de incineração de RSU bem como seus funcionários e a sua respectiva operação seja por meio de revisão bibliográfica, análise de biomarcadores ou a partir de metodologias específicas, como no caso de Gouveia & Prado (2010), por exemplo.

Partindo do ensaio de Domingo (2002) onde foi levantado uma série de dados experimentais realizados nas proximidades de três incineradores de RSU da Catalunha (Espanha) de maneira a avaliar os potenciais riscos para a saúde associados às emissões das chaminés, particularmente de PCDD/F, após as adaptações feitas nestes equipamentos para atendimento à legislação da UE sobre emissões atmosféricas. O autor concluiu que, em comparação com outras fontes de emissão de PCDD/F nas áreas sob influência direta dos RSU, os riscos para a saúde decorrentes das atuais emissões destes poluentes por estes incineradores seriam de baixa significância para as populações que vivem na vizinhança. Para essas populações, a ingestão diária de PCDD/DF por exposição direta e indireta está atualmente dentro da classificação recomendada pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como a exposição diária máxima a dioxina/furano para efeitos adversos não cancerígenos.

O estudo de Cangialosi e colaboradores em 2008 realizou uma avaliação de risco à saúde por meio da exposição da população circundante às emissões a longo prazo de poluentes atmosféricos do incinerador municipal de resíduos sólidos da cidade de Taranto, Itália. Nele, foram estimadas as concentrações atmosféricas ao nível do solo e sua deposição no solo de poluentes como PCDD/F; Cd; Pb e Hg utilizando um modelo de dispersão

atmosférica enquanto que os valores de risco para a saúde por inalação de ar, contato dérmico, solo e ingestão de alimentos foram calculados com base numa combinação destas concentrações e numa matriz de fatores de exposição ambiental.

A exposição da população circundante foi abordada para diferentes cenários de liberação com base em quatro poluentes, quatro vias de exposição e dois grupos de receptores (crianças e adultos). A distribuição espacial do risco e o número de casos de câncer projetados a partir das emissões das plantas foram comparados com os registros de mortalidade de base. Os resultados estimados com base nas emissões de RSU mostram: (1) riscos individuais bem abaixo dos níveis máximos aceitáveis, (2) risco incremental de câncer muito pequeno em comparação com o nível de base (Cangialosi et al., 2008).

Seguindo essa linha, Yan e colaboradores (2011) estudaram os impactos ambientais das PCDD/F emitidos por dois incinerados de RSU instalados na China. As principais diferenças entre os dois equipamentos versam sobre as tecnologias de incineração, capacidades de tratamento, padrões de emissão e condições meteorológicas. Os dados de distribuição no ar e no solo deste poluente para cada incinerador foram monitorados e comparados, assim como modelos de dispersão atmosférica e avaliações de risco à saúde foram combinados para determinar o comportamento e o transporte de PCDD/F. Os resultados indicaram que o incinerador dotado da tecnologia menos moderna apresentou concentrações mais elevadas de PCDD/F no ar, sugerindo como causa as condições instáveis de operação e maior tempo de vida do equipamento, assim como as condições meteorológicas prejudiciais à dispersão da poluição no meio ambiente. Nesse sentido, a população residente nas proximidades do incinerador dotado de pior tecnologia estaria mais vulnerável às emissões de dioxinas e furanos e, conseqüentemente, mais exposta aos riscos à saúde, especialmente para as crianças (Yan et al., 2012).

Toledano, Elliott e Ashworth (2014), motivados ainda pela preocupação pública acerca dos potenciais riscos para a saúde associados à incineração, investigaram a relação entre incineração/risco de câncer/resultados de nascimento a partir de uma revisão sistemática de estudos epidemiológicos na base de dados MEDLINE (PubMed e Ovid). Boa parte dos estudos encontrados não relataram associação com a localização dos incineradores de RSU, a população local e a incidência de anomalias congênitas na região assim como nenhuma evidência de associação com peso ao nascer, natimortos ou proporção sexual. Tais resultados se mostraram inconclusivos e limitados, segundo os autores, por problemas de avaliação da exposição, possível confusão residual, falta de poder estatístico com variabilidade no desenho e resultados do estudo, refletindo uma escassez em estudos científicos que explorem o assunto (Toledano, Elliott e Ashworth, 2014).

O uso da análise estatística multivariada na pesquisa desenvolvida por Zhao e colaboradores (2016) serviu como base para investigar a relação entre os níveis de dioxinas

e furanos emitidos pelo incinerador de RSU e os valores presentes no solo e ar da cercania deste equipamento. Embora a ferramenta não tenha demonstrado qualquer relação direta entre essas duas variáveis, os resultados encontrados podem ser usados como estudo primário para avaliar o risco de exposição da população circunvizinha ao incinerador.

Zhao e colaboradores (2016) apontam ainda para a dificuldade na construção desses diagnósticos se deve, essencialmente, a interferência de variáveis externas ao processo de incineração, como poluição advindas, indústrias de outras tipologias, a diversidade de poluentes emitidos bem como a natureza complexa da fisiopatologia das doenças (Thait et al., 2020). Buonammo e autores, em 2016; Mauriello e autores, em 2017; e Thait e autores (2020) apresentaram o modelo do incinerador, a ineficiência do sistema de controle de poluição atmosférica e manutenção periódicas empregadas como fatores limitantes a elaboração de um diagnóstico mais preciso sobre o nexo de causalidade entre a poluição advinda da incineração e o impacto na saúde.

Ademais, como sugerem Gorla e autores (2009), para avaliar a associação entre o risco de câncer e a exposição a incineradores, é preciso definir as variáveis de confundimento e realizar análises estatísticas robustas. Densidade populacional, características da fonte pontual, exposição à poluição atmosférica causada pelo trânsito e de outras indústrias, dados meteorológicos e topografia podem ser considerados como potenciais fatores de confusão.

De tal modo, a contribuição de Titto e Savino (2019), corroborado por Vaccari e autores (2021), que focalizou na realização de estudos primários da primeira a terceira geração de incineradores (período compreendido entre 1950 a 1990 – Cardozo, 2019) caracterizados pelo uso de baixa combustão, resultando em emissões mais elevadas e, conseqüentemente, o emprego de sistema de controle de poluição atmosférica dotada de tecnologia limitada na redução desses poluentes, nos sugere que a liberação de poluentes atmosféricos em valores superiores aos padrões normalizados advém do uso de equipamentos obsoletos e tecnologias inadequadas.

Ao lançar luz sobre os poluentes atmosféricos investigados nos artigos avaliados, por ano de estudo, a pesquisa realizada indicou que dioxinas e furanos se mostrou como o principal poluente estudado quando abordada a questão de saúde, com maior recorrência nos anos 2002-2018, muito provavelmente devido a sua reconhecida resistência à degradação ambiental, bioacumulação (CEWEP, 2022), alta toxicidade e potenciais efeitos carcinogênicos e mutagênicos (Wang, 2020), listado na Convenção de Estocolmo. Outro ponto que pode ajudar a entender a predileção no estudo deste poluente no período em destaque se fundamenta pelo receio da comunidade acadêmica e sociedade civil de que a incineração é uma tecnologia altamente poluente e causadora de danos à saúde (Cardozo, 2019). Vale dizer que, em boa parte dos artigos revisados, os dados de emissão de PCDD/F

reportados se encontram abaixo do padrão normatizado pela OMS, corroborando com o apontado no ensaio de Titto e Savino (2019).

Os autores apontaram alguns fatores para esta afirmação, como: (a) os níveis de emissão das usinas atualmente construídas nos países desenvolvidos são de várias ordens de magnitude inferior às das plantas em cujos ambientes foram realizados estudos epidemiológicos e que encontraram algum tipo de associação negativa em termos de saúde; (b) estudos de avaliação de risco indicam que a maior parte da exposição é produzida através da dieta e não por via direta; e (c) monitorar os estudos do nível de dioxinas na população residente nas proximidades da planta de incineração não revelaram aumentos destes níveis quando comparados com uma população que vive em áreas de referência, distantes da fonte de emissão do incinerador.

Continuamente, foi observado um relativo interesse acadêmico na avaliação da influência da emissão dos resíduos sólidos oriundo da incineração (cinzas volantes, em particular) sobre a saúde humana a partir de 2019, em substituição aos estudos referentes às dioxinas e furanos.

A presença de metais, metalóides e compostos em sua estrutura, classificando-as como sendo um resíduo perigoso (Karagiannidis, Kontogianni e Logothetis, 2013; Saskia et al., 2015; Wang, Cheng e Hu, 2019; Assi et al., 2020), possa nos ajudar a entender o motivo das investigações. Tian, Dai e Wang (2023) sugerirem a necessidade de tratar esse resíduo antes de sua reutilização ou descarte adequado por conta da possibilidade de migração de seus constituintes ao meio e assim, evitar o risco à saúde humana.

Um fenômeno comumente relacionado a incineração de RSU é chamado de “Not In My Back Yard” (NIMBY – traduzido para “não no meu quintal”). Significa que os residentes locais adotam uma forte e elevada oposição à implantação destes equipamentos por estarem preocupados com os impactos negativos na saúde e no ambiente que a operação desta atividade possa gerar (Lin e Xu, 2020). Para restaurar a confiança pública, os governos locais poderiam utilizar estratégias de envolvimento público, incluindo comunicação interativa, informação e transparência, monitoramento reforçado e programas de compensação, como sugeriu Lu (2023) em seu ensaio.

A percepção de ausência de risco é o critério mais influente na aceitação dos residentes locais em relação a implantação de incineradores de RSU (Liu et al., 2021). Nesse sentido, o NIMBY pode servir como um catalisador que incita o governo a melhorar a sua governança e orientar a próspera indústria da incineração rumo a uma direção mais sustentável (Lu, 2023).

A fim de promover o desenvolvimento de incineradores de RSU, o governo deveria fazer mais esforços de publicidade além de popularizar o conhecimento técnico, os padrões

ambientais e as políticas regulatórias entre a circunvizinhança dos empreendimentos, como concluiu Yuan e colaboradores (2019).

Em última análise, a questão dos impactos sociais em relação às instalações das plantas de incineração com recuperação energética está principalmente relacionada aos incineradores de tecnologia anterior e menos às instalações modernas, que podem reduzir os poluentes do ar com um impacto mínimo na saúde pública (Andretti, 2021).

A linha metodológica seguida pelos artigos passou por uma avaliação do risco a exposição aos diversos poluentes emitidos pela incineração, estimada a partir de dados obtidos no ar, água, solo ou outros meios, tomando em conta as diferentes vias de exposição possíveis para cada poluente. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.**⁵ apresenta o resumo das metodologias propostas nos artigos estudados.

Tabela 4 – Tabela representativa do resumo das metodologias apresentadas.

País	Público-Alvo	Metodologia	Parâmetros monitorados	Resultados	Fatores de Interferência	Medidas de Segurança	Fonte
Brasil	População residente em um raio de 7km da usina de incineração	Abordagem analítica espacial (Emissões Atmosféricas x Câncer	Índice de mortalidade por câncer	Sem correlação	Utilização de dados de mortalidade	Monitoramento das emissões	Gouveia e Prado, 2010
	Trabalhadores e população residente nas proximidades da usina de incineração	Avaliação de risco (estimativa de risco excessivo de câncer ao longo da vida (ELCR)	PAH PCCD/F As, Cd, Ni	Baixo (em relação ao risco padrão da OMS)	Sistema de tratamento de gases Dados meteorológicos (velocidade e direção do vento)	Monitoramento das emissões	Buonammo et al., 2016
Itália	Trabalhadores das usinas de incineração	Biomonitoramento por exposição a metais (sangue e urina)	As, Be, Cd, Cr, Pb, Mn, Hg, Ni e V	Baixo (em relação ao grupo controle)	Exposição ocupacional (dieta, área de residência e outros) Tipo e idade do incinerador Eficácia do sistema de controle de emissões	Máscara de Proteção Luvas	Mauriello et al., 2017

Espanha	População residente nas proximidades da usina de incineração	Revisão bibliográfica de artigos científicos	Padrão de segurança para 0.1 ng TEQ/Nm ³ PCCD/F	Sem correlação	Tipo e idade do incinerador Eficácia do sistema de controle de emissões	Avaliação epidemiológica	Domingo et al., 2019
Argentina	População residente nas proximidades da usina de incineração	Revisão bibliográfica de artigos científicos	PCCD/F PAH	Sem correlação	Má gestão de resíduos Primeira geração de incineradores	Rigorous padrão de emissão	Titto & Savino, 2019
Itália	População residente nas proximidades da usina de incineração	Revisão bibliográfica de artigos científicos	Índice de mortalidade por câncer e doenças cardiovasculares PCCD/F	Controverso Baixo (em relação aos padrões europeus)	Má gestão de resíduos Limitação às áreas próximas	Sugere manter - se afastado de equipamentos obsoletos	Vaccari et al., 2021
China	População residente nas proximidades da usina de incineração	Revisão bibliográfica de artigos científicos	PCCD/F Cinzas	Baixo (em relação aos padrões europeus)	Fiscalização governamental Eficácia do sistema de controle de emissões	Rigorous controle na alimentação dos resíduos Monitoramento de emissões	Ma et al., 2023

4.4. Fatores econômicos que impactam a implantação da Incineração de RSU

Do ponto de vista do suporte à energia renovável, a incineração de resíduos é uma boa escolha para o governo (He e Lin, 2019), contudo, observa-se que o custo é um fator determinante no processo decisório para implantação de plantas de incineração de RSU, sobretudo quando se depara com a realidade brasileira e de grande parte dos países em desenvolvimento (Lima et al., 2022).

Ao avaliar os custos associados à implementação destas instalações de tratamento de resíduos, é fundamental considerar duas categorias: custos internos e externos. Os custos internos abrangem as despesas financeiras relacionadas ao capital investido (CAPEX) e aos custos operacionais (OPEX) das instalações, sendo suportados pelo investidor ou responsável pelo projeto, seja uma entidade pública ou privada, e limitados ao âmbito da própria instalação. Por outro lado, os custos externos referem-se aos impactos, diretos ou indiretos, resultantes da operação da planta, cujas consequências são absorvidas por terceiros, não pertencentes ao quadro de proprietários ou operadores. Esses custos incluem, principalmente, externalidades ambientais e sociais negativas, que podem demandar a intervenção de políticas públicas para serem devidamente internalizados (Aleluia e Ferrão, 2017).

Além destes, para que seja realizada a avaliação da viabilidade econômica de um projeto desta magnitude, o preço de mercado da energia elétrica e suas projeções de valorização; o montante do investimento financiado; a taxa de juros aplicada ao financiamentos; prazos de carência e amortização e o lucro líquido anual, considerando-se a perspectiva ao longo da vida útil do empreendimento influenciam o desempenho final do projeto (Brito, 2013; Andretti, 2021).

Uma vez que os custos relacionados ao tratamento de resíduos não se caracterizam como uma variável unidimensional, critérios relacionados ao contexto local também deverão ser considerados, elencados em uma lista não exaustiva, por exemplo, as características físicas dos resíduos; as oportunidades para economias de escala; a disponibilidade e custo da área a ser implantada, o que pode afetar a localização e a dimensão; o custo de materiais e força de trabalho e a disponibilidade da tecnologia no país e experiência em lidar com ela (Aleluia e Ferrão, 2017).

Autores revisitados na referência bibliográfica formularam modelos financeiros distintos a fim de determinar a viabilidade econômica de incineradores de RSU, apresentados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**6 abaixo.

Tabela 5 – Tabela representativa dos modelos financeiros para determinação de viabilidade econômica de incineradores de RSU.

Local de estudo	Arcabouço legislativo	Valor per capita de geração de resíduos	Indicadores de viabilidade econômica	Tempo de vida útil do projeto	Fonte
Itália	Diretiva 2000/76/EC	N/I	Valor Presente Líquido (VPL) e	20 anos	Panepinto e Zanetti, 2018
Brasil	N/I	1,071 kg/hab./dia	Valor Presente Líquido (VPL) e Gate fee.	20-25 anos	Paula et al., 2019
Brasil	N/I	0,53 kg/hab./dia	Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR) e Tempo de retorno do Investimento (Payback)	20 anos	Souza, 2020
Brasil	Portaria nacional nº 557, de 11 de novembro de 2016	1,62 kg/hab./dia	Valor presente líquido (VPL), Payback simples (SPB), Taxa Interna de Retorno (TIR) e Retorno sobre o investimento (ROI)	30 anos	Andretti, 2021
China	Renewable Energy Law, 2006	N/I	Valor presente líquido (VPL)	25 anos	Hu et al, 2022
Brasil	N/I	0.612 kg/hab./dia 0.846 kg/hab./dia 1.124 kg/hab./dia	Valor presente líquido (VPL), Custo nivelado de eletricidade e Fator tributário devido a importação de tecnologia	20 anos	Rodrigues et al., 2022

Legenda: N/I – não informado

Ao analisarmos esses artigos, verifica-se que para que a avaliação de viabilidade financeira seja considerada eficaz, é indispensável que o cálculo do Valor Presente Líquido (VPL) seja não negativo já que se define essencialmente como a diferença entre os itens de custo e os itens de receita, devidamente identificados e ajustados conforme necessário. Em geral, uma planta economicamente viável deve apresentar um custo total inferior aos lucros da venda de energia e vapor, e a tarifa por tonelada (o *gate fee*), como referendado por Paula et al., (2019). Ademais, no que tange à análise econômica, é imperioso definir o período de tempo de vida útil para os incineradores. No caso da pesquisa bibliográfica realizada, a média margeia os 20 anos, inferior ao tempo de vida útil dos incineradores instalados na Europa, revisitado por Andretti (2021). Considerando que a tecnologia de incineração se encontra bem difundida neste continente, o receio em aportar recursos para a sua implantação seja minorizado quando comparado ao dos países em desenvolvimento e isso pode justificar a diferenciação na estimativa do tempo de vida útil estimados para o cálculo dos custos associados.

No contexto da instalação de incineradores, a proximidade dessas unidades em relação aos centros geradores de resíduos sólidos urbanos (RSU) proporciona uma redução significativa no tempo de deslocamento dos veículos de transporte, permitindo maior eficiência operacional e a realização de mais viagens em um único dia. Essa otimização resulta em economia nos custos de transporte. Além disso, a menor distância percorrida pelos caminhões contribui para a redução do consumo de combustível e, conseqüentemente, para a diminuição das emissões de poluentes, gerando um impacto ambiental positivo (Oliveira, 2020). Vale dizer que os custos associados a cadeia de valor na gestão dos RSU, incluindo coleta e transporte, pode representar mais da metade dos orçamentos dos governos locais (Aleluia e Ferrão, 2017).

Se por um lado, a valorização dos RSU como fonte energética se enquadra como viável na concepção de um desenvolvimento sustentável (Fogarassy e Hoang, 2021) gerenciar projetos WtE possui alguns desafios: a irreversibilidade do investimento dado ao projeto; a utilização de equipamentos específicos que precisarão ser descartados caso os investidores desistam do projeto; múltiplas fontes de incertezas a serem consideradas na fase de concepção de projeto e que podem afetar o respectivo desenvolvimento (preço do combustível, inovação tecnológica, alteração na quantidade e composição dos RSU) (Hu et al., 2022).

Evidentemente, que mudanças na economia mundial e nacional e o crescimento do consumo notadamente das classes sociais que estão ascendendo modificam o planejamento dos projetos de incineração de RSU (BNDES, 2013). Logo, a existência de subsídios fiscais

governamentais (aqueles aplicados diretamente ao preço ou através de dedução fiscal) pode viabilizar a adoção desta tecnologia na gestão de resíduos, se faz necessário (He e Lin, 2019).

Em contraponto, o investimento nestas plantas de incineração é altamente dependente de subsídios governamentais (Hu et al., 2022). Partindo desse ponto de vista, de maneira geral, a questão sobre o alto custo operacional das usinas de incineração de RSU se mostra preocupante devido à alta carga financeira dos projetos (He e Lin, 2019). Logo, a exigência de um subsídio relativamente menor significará menos ônus financeiro para os governos, especialmente para países em desenvolvimento (He e Lin, 2019).

Os subsídios são a variável que mais afeta a distribuição de receitas, seguida da venda de eletricidade (que veremos adiante). Do lado da saída de recursos, os custos de investimento têm um peso percentual superior ao 50% e o tratamento de resíduos de cinzas e escórias são os principais custos na fase operacional (D'adamo, Cucchiella, Gastaldi, 2017). Contudo, como não há solução sistemática para o design de subsídios para projetos de incineração de RSU (Hu et al., 2022), há modelos financeiros que consideram a variação da taxa de juros do banco e o nível do custo de capital. Uns possuem como indicadores de viabilidade financeira além do VPL, a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Retorno do Investimento (ROI) (Andretti, 2021), enquanto outros consideram como custo de investimento o cálculo dos custos de amortização de terrenos e equipamentos (Zamorano et al., 2017). Na Tabela 6 abaixo, é apresentada o que representa cada um dos indicadores de viabilidade financeira.

Tabela 6 – Tabela representativa do resumo dos indicadores de viabilidade financeira.

VPL		TIR			ROI		
= 0 – Inviável financeiramente		TIR < 10%	Inviável financeiramente	ROI < 0%	-	Inviável financeiramente	
0 > VPL > ¼ CAPEX – Financeiramente viável, mas não atraente		10% > TIR > 15%	Financeiramente viável e atraente	0% > ROI > 20%		Financeiramente viável, mas não atraente	
¼ CAPEX > VPL > ½ CAPEX – Financeiramente viável e atraente		TIR > 15%	atratividade de investimento	ROI > 20%		atratividade de investimento	
VPL > ½ CAPEX – Mais atraente		-		-			

Fonte: Andretti (2021)

De maneira geral, para a implementação da incineração de RSU deve ser considerada o uso adequado de equipamentos baseado na composição dos resíduos assim como garantir que a administração pública aumente o investimento em P&D nas empresas fabricantes dos equipamentos. Para tanto, os governos devem introduzir regulamentações mais rígidas sobre

a emissão de poluentes atmosféricos e assim, minimizar a impressão pública de que não há controle efetivo desta indústria (He e Lin, 2019).

Um outro índice a ser considerado quando se trata de custos se refere a estrutura de gerenciamento de resíduos e das regulamentações governamentais que podem prover incentivos, altamente dependente da economia local, denominado de *gate fee* (Andretti, 2021). A análise feita por Grisa e Capanema (2018) para o cenário brasileiro mostra que a falta de sustentabilidade financeira do modelo atual de manejo de resíduos sólidos assim como a falta de planejamento de longo prazo incorre na perda de oportunidade de gerar eficiência no sistema por parte do setor público e, nesse sentido, auxiliar na redução dos custos tanto de construção quanto de operação e manutenção dos sistemas.

Como não há cultura de planejamento, a mudança dos gestores públicos, em geral, acarreta descontinuidade nas ações e projetos. Se por um lado, a entidade pública pode rescindir o contrato se a prestação do serviço não for adequada, por outro, algumas vezes o faz por divergências com a gestão anterior. Nesses casos, é necessária a condução de novo processo de contratação, que muitas vezes é realizado de forma emergencial pela natureza do serviço, implicando maiores gastos. Levando em conta esses riscos, o empresário já os contabiliza no custo do serviço prestado, onerando ainda mais o processo (Grisa e Capanema, 2018).

Dessa forma, lançando luz sobre a gestão de RSU em países em desenvolvimento, em especial, percebemos que a aquisição de tecnologias obsoletas (e, portanto com menor CAPEX) por parte dos gestores públicos associada a falta de informação e conhecimento técnico acerca da operação da incineração deste resíduos, potencializam a descrença da incineração como tecnologia viável no gerenciamento de resíduos a ser adotado nessas localidades (Andretti, 2021).

Outro ponto a se considerar versa sobre os custos atrelados a energia gerada por meio da queima de resíduos. Tomando como exemplo o caso chinês, para implantação desta tecnologia, o subsídio aplicado é dividido em três partes: preço da eletricidade, preferências fiscais e subsídios à taxa de conexão, adotados para diferentes taxas de potência (He e Lin, 2019). Rodrigues (2022) menciona o custo nivelado da eletricidade (LCOE), que se for superior à tarifa de venda de energia impacta negativamente a implantação dos projetos de incineradores. A geração de eletricidade e calor pode ser considerada como um subproduto útil, com ganhos adicionais que podem, inclusive, serem superiores ao ganho do *gate fee*. Em diversos países na UE, a distribuição de energia das unidades de incineração com recuperação energética é priorizada em relação a outras unidades geradoras, proporcionando assim uma forma de receita garantida durante todas as operações (Andretti, 2021).

Portanto, se aplicarmos o conceito do desenvolvimento sustentável na incineração de RSU, será necessária a diminuição da relação entre resíduos e energia de forma contínua e significativa através da reutilização planejada de materiais que podem ser reciclados para a indústria (Fogarassy e Hoang, 2021). Nesse sentido, podemos considerar uma abordagem de desperdício zero a reutilização das cinzas produzidas no processo de incineração de RSU na produção de materiais inertes já que oferece vantagens ambientais no sentido de evitar o custo do transporte até o aterro e o custo de aquisição de materiais virgens, retornando-os a cadeia produtiva (Assi et al., 2020). ao exigido para da energia de incineração de resíduos (He e Lin, 2019).

No entanto, buscando a adaptação a uma economia mais circular, com maior preocupação com o meio ambiente, devem ser levados em consideração não somente os valores econômicos, já que a sustentabilidade do sistema só é possível tendo em conta os aspectos sociais e ambientais, que apontam a recuperação de energia do biogás de aterros como benéfica para o ambiente e para a população de modo geral. Ainda, a comercialização da energia gerada no processo, que não foi estimada no presente estudo, poderia justificar o investimento do ponto de vista econômico (Lima et al., 2022).

Apesar da importância de CAPEX e OPEX para a avaliação dos custos em um sistema, esses elementos não podem ser utilizados singularmente para uma tomada de decisão eficiente. Os impactos sociais, econômicos e ambientais devem ser inteiramente compreendidos e expressos em termos monetários, de modo a verificar a possibilidade de adoção de determinada abordagem de manejo dos resíduos (Lima et al., 2022).

Em suma, para que a incineração seja implantada no gerenciamento de RSU dos países em desenvolvimento, sobretudo no Brasil, deverá ser exigido um amadurecimento na compreensão da população e dos tomadores de decisão quanto à importância do correto manejo e destinação final dos resíduos sólidos urbanos, uma vez que maiores custos remetem a maiores taxas, ou seja, para a obtenção do benefício ambiental o sistema é financeiramente onerado e isso precisa ser sustentado pelos usuários, de forma a atender às preconizações legais vigentes (Lima et al., 2022).

No entanto, existem também barreiras críticas que desafiam o desenvolvimento sustentável da indústria de incineração WTE, em especial nos países em desenvolvimento. Como aponta Liu e autores (2020), altos custos de operação e de investimento, má operacionalidade da planta, oposição pública, baixo poder calorífico dos RSU, mudanças políticas e capacidade de tomada de decisão do governo, a enorme sociedade do “descarte”, são identificados como fatores que impedem a expansão da incineração nesses locais.

De maneira explicativa, a Tabela 7 abaixo resume os fatores identificados nesta revisão que se relacionam a tecnologia de incineração de RSU como modelo de gestão de

resíduos, destacando aqueles que podem configurar um impacto negativo a implantação desta tecnologia.

Tabela 7 – Tabela representativa do resumo dos fatores que se relacionam com a incineração de resíduos como modelo de gestão de resíduos.

Ambiental	Emissão de poluentes atmosféricos e de gases de efeito estufa
	Gestão de resíduos (cinzas e escórias)
	Impactos no solo, na água e na biodiversidade
	Emissões de gases de efeito estufa
	Efeito na hierarquia de resíduos
	Percepções e aceitação pública
	Necessidade de monitoramento contínuo
Social	Percepções e Aceitação pública
	NIMBY (Not In My Backyard)
	Desigualdade e Justiça ambiental
	Falta de Participação Pública e Transparência
	Desconhecimento dos Benefícios e Riscos
	Desconfiança nas Autoridades e Empresas
Econômico	Altos Custos de Investimento Inicial
	Custos Operacionais e Manutenção
	Incertezas e Riscos econômicos
	Custos Ambientais e Regulatórios
	Percepções e Aceitação pública
	Economias de Escala (Dimensionamento e Eficiência)

CONCLUSÃO

Considerar a incineração na gestão de RSU nos países em desenvolvimento depende da aplicação de sistemas de controle de poluição atmosféricas modernas capazes de garantir a emissão de poluentes dentro dos limites legais estabelecidos. Além disso, no tocante à questão social, a implementação de incineradores nessas localidades apresenta desafios como aqueles relacionados à aceitação por parte da população local, que desconhece a tecnologia e a vê como uma fonte de poluição.

Nesse sentido, o custeio adequado da gestão de resíduos não só garante a manutenção de serviços que protegem o meio ambiente e a saúde pública, como possibilita a adoção de tecnologias adicionais ao longo de todo o processo de manejo, como o aproveitamento energético, que contribuem para um modelo de economia mais sustentável. A implementação de plantas de incineração com recuperação energética nos países em desenvolvimento apresenta desafios como as dificuldades de adaptação às condições locais, aceitação do público e o risco de falhas desperdiçando recursos importantes.

Uma vez vencida as barreiras sociais e o receio da população frente a implantação da incineração de RSU com aproveitamento energético, é necessário buscar um arcabouço legal robusto no sentido de padronizar os limites de emissão advinda da incineração de RSU. Para isso, tomando por base o caso brasileiro, é necessário estender essa normativa para os demais estados da federação, em princípio seguindo os padrões atualmente adotados. Para os estados que possuem legislação própria, e o cenário fluminense não se mostra como exceção, reanalisar os padrões de emissão a partir de estudos epidemiológicos que considerem a sinergia das variáveis externas ao processo de incineração pode fornecer informações capazes de traçar um nexo de causalidade sobre os impactos ambientais e na saúde.

Em se tratando dos poluentes atmosféricos, de modo a evitar qualquer impacto que ative ou potencialmente acarreta danos ou riscos ao meio ambiente e, em nomeadamente, para a saúde humana é imprescindível usar uma estratégia preventiva. A implementação de uma Avaliação de Impacto Ambiental abrangente, o estabelecimento de um padrão de emissões e um programa rigoroso de monitoramento de emissões parecem inevitáveis ferramentas para garantir a prevenção da ocorrência de danos ambientais. Então, pensar na reutilização dos resíduos oriundos da incineração também pode direcionar tal tecnologia para a vanguarda do conceito da circularidade.

No que se refere a análise de viabilidade técnica, é importante avaliar as receitas e a volatilidade do mercado, tendo por base principalmente o VPL superior a metade dos custos CAPEX. Associado aos subsídios fiscais, a localização do projeto, a caracterização dos resíduos, garante-se uma boa viabilidade na implantação do projeto de incineração.

Em síntese, a conversão de resíduos em energia exige uma análise ampla, que inclui o tratamento correto de resíduos sólidos, o aproveitamento da energia gerada, a redução das emissões de poluentes e os impactos sociais positivos, posicionando-se como uma alternativa para transformar a gestão de resíduos e a realidade socioambiental no Brasil.

Por fim, o desenvolvimento deste trabalho esbarrou nas limitações bibliográficas, em especial, no aprofundamento do conflito entre reciclagem e incineração e como recomendações sugere se debruçar na identificação de nexos de causalidade entre o aumento de agravos à saúde, a operação de incineradores e na influência dos fatores climáticos na implantação da tecnologia da incineração e na adequação do arcabouço legislativo brasileiro.

REFERÊNCIAS

ABIS, M. et al. Assessment of the Synergy between Recycling and Thermal Treatments in Municipal Solid Waste Management in Europe. *Energies*. v.13, 2020.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16849: resíduos sólidos urbanos para fins energéticos- Requisitos. Rio de Janeiro-RJ: ABNT, 2020. Disponível em: <<https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=437610>>. Acesso em: abr. de 2022.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil, 2020. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>>. Acesso em: dez. de 2020.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil, 2021. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>>. Acesso em: ago. de 2022.

ABREMA - Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil, 2023. Disponível em: <https://abrema.org.br/pdf/Panorama_2023_P1.pdf>. Acesso em: dez. de 2023.

ABREN - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS. Disponível em: <<https://abren.org.br/>>. Acesso em: abr. de 2021.

AGENDA 2030 – Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/objetivo/objetivo?n=9>>. Acesso em: mar. de 2021.

ALAO, M. A.; POPOOLA, O. M.; AYODELE, T. R. A Novel Fuzzy Integrated MCDM Model for Optimal Selection of Waste-to-Energy-Based-Distributed Generation Under Uncertainty: A case of the City of Cape Town. South Africa, *Journal of Cleaner Production*, v.343, 2022.

ALELUIA, J; FERRÃO, P. Assessing the costs of municipal solid waste treatment technologies in developing Asian countries. *Waste Management*, v.69, p. 592-608, 2017.

ALQUATTAN, N. et al. Reviewing the potential of Waste-to-Energy (WTE) technologies for Sustainable Development Goal (SDG) numbers seven and eleven. *Renewable Energy Focus*, v.27 Dez.2018.

ANDRETTI, F. V. *Avaliação técnico-econômica de uma planta de incineração de resíduos sólidos urbanos e os principais desafios para sua utilização - uma simulação aplicada a cidade do Rio de Janeiro, Brasil*. 2021. 139f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia e Ciências, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

ANDRETTI, F. V.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F. Análise da aplicabilidade da Portaria 557 do Ministério das Cidades em estudos de viabilidade técnico-econômica para incineração com recuperação energética de resíduo sólido urbano no Brasil. *Revista de Engenharia Sanitária Ambiental*. v.26, n.6, p. 1181-1190, nov-dez 2021.

ARACIL, C. et al. Implementation of Waste-to-Energy Options in Landfill-Dominated Countries: Economic evaluation and GHG impact. *Waste Management*, v.76, p. 443-456, 2018.

ASSI, A. et al. Zero-waste approach in municipal solid waste incineration: Reuse of bottom ash to stabilize fly ash. *Journal of Cleaner Production*, v.245, 2020.

ASTRUP, T.F. et al. Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. *Waste Management*. v.37, p. 104-115, 2015.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. *Diário oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 03 ago. 2010. Seção 1, p.3.

BRASIL. Portaria Interministerial nº 274, de 30 de abril de 2019. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos e anexos. *Diário oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 14 abr. 2022. Seção 1, p.2.

BRASIL. Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. *Diário oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 03 ago. 2010. Seção 1, p.3.

BEYENE, H. D.; WERKNEH, A. A.; AMBAYE, T. G. Current Updates on Waste to Energy (WtE) Technologies: A Review. *Renewable Energy Focus*, v.24, mar. 2018.

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*. v.22, n.5, p.1016-1026, 2017.

BEYLOT, A. et al. Life Cycle Assessment of the French Municipal Solid Waste Incineration Sector. *Waste Management*. v.80, p.144-153, 2018.

BRUNNER, P.H.; RECHBERGER, H. Waste to Energy - key element for sustainable waste management. *Waste Management*. v.37, p.3-12, 2015.

BRUNO, M. et al. Material flow, economic and environmental assessment of municipal solid waste incineration bottom ash recycling potential in Europe. *Journal of Cleaner Production*. v.317, 2021.

CAIADO, R.G.G. Improving urban household solid waste management in developing countries based on the German experience. *Waste Management*. v.120, p.772-783, 2021.

CANGIALOSI, F. et al. Health risk assessment of air emissions from a municipal solid waste incineration plant – A case study. *Waste Management*. v.28, p. 885-895 Issue, 2008.

CAMPOS, J. C.; COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M. Landfill Leachate Treatment in Brazil: An Overview. *Journal of Environmental Management*. v. 232, p. 110-116, fev. 2019.

CARDOZO, B. C. *Análise do Monitoramento Ambiental da Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos na Europa*. 2019. 86f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia e Ciências, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

CARDOZO, B. C.; MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A. Análise do monitoramento ambiental da incineração de resíduos sólidos urbanos na Europa e a necessidade de alterações na legislação brasileira. *Revista de Engenharia Sanitária Ambiental*. v.26, n.1, p.123-131, jan-fev 2021.

CARPINLIOGLU, M.O.; SANLISOY, A. A review on plasma gasification for solid waste disposal. *International Journal of Hydrogen Energy*. v. 42, p. 1361-1365, 2017.

CEWEP - The Confederation of European Waste-to-Energy Plants. Disponível em: < <https://www.cewep.eu/municipal-waste-treatment-2019/> >. Acesso em mar. de 2021.

CEWEP - The Confederation of European Waste-to-Energy Plants. Disponível em: < <https://www.cewep.eu/waste-to-energy-plants-in-europe-in-2020/> >. Acesso em mar. de 2022.

CEWEP - The Confederation of European Waste-to-Energy Plants. Dioxins and WtE plants: State of the Art - European-wide overview of long-term analysis of dioxins in WtE plant surroundings, mar 2022.

CHANDLER, A.J. et al. Municipal Solid Waste Incinerator Residues. V. 67, p.1-974, 1997 Editora Oxford: Elsevier Science & Technology

CHANTHAKETT, A. Performance assessment of gasification reactors for sustainable management of municipal solid waste. *Journal of Environmental Management*. v.291, 2021.

CHEN, D. et al. Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. *Waste Management*. v.34, p. 2466-2486, 2014.

CHEN, D. et al. Scrubbing of Syngas from MSW Pyrolysis–Volatile Re-forming Process with the Co-produced Oil to Remove Tar and Particulates. *Energy & Fuels*. v.34, p.14312-14320, 2020.

CHEN, G. et al. BASIC: A Comprehensive Model for SO_x Formation Mechanism and Optimization in Municipal Solid Waste (MSW) Combustion. *ACS Omega*. v.7, p.3860-3871, 2022.

CHEN, H. et al. Design and evaluation of a conceptual waste-to-energy approach integrating plasma waste gasification with coal-fired power generation. *Energy*. v.238, 2022.

CHEN, X. et al. Emission characteristics and impact factors of air pollutants from municipal solid waste incineration in Shanghai, China. *Journal of Environmental Management*. v.310, 2022.

CHI, K.H. et al. Continuous Nationwide Atmospheric PCDD/F Monitoring Network in Taiwan (2006-2016): Variation in Concentrations and Apportionment of Emissions Sources. *Chemosphere*. v.255, 2020.

CHUAH, C.Y. et al. Scaling-up defect-free asymmetric hollow fiber membranes to produce oxygen-enriched gas for integration into municipal solid waste gasification process. *Journal of Membrane Science*. V.640, 2021.

CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Publicada no DOU nº 224, de 20 de novembro de 2002, Seção 1, páginas 92-95.

CONAMA nº 499, de 06 de outubro de 2022. Dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer. Publicada no DOU nº 224, de 08 de outubro de 2022, Seção 1, página 50.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. EIA-RIMA da URE Barueri. São Paulo, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. EIA-RIMA da URE Mauá. São Paulo, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. EIA-RIMA da URE Santos São Paulo, 2019.

CUDJOE, D.; ACQUAH, P.M. Environmental Impact Analysis of Municipal Solid Waste Incineration in African Countries. *Chemosphere*. v.265, 2021.

DASTJERDI, B; et al. An evaluation of the potential of waste to energy technologies for solid waste in New South Wales, Australia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v.115, 2019.

D'ADAMO, I; CUCCHIELLA, F; GASTALDI, M. Sustainable waste management: Waste to energy plant as an alternative to landfill. *Energy Conversion and Management*. v.131, p. 18-31, 2017.

DI MARIA, F; SISANI, F; COSTINI, S. Are EU Waste-to-Energy Technologies Effective for Exploiting the Energy in Bio-Waste? *Applied Energy*. v. 230, p. 1557-1572, 2018.

DGEngineering – The Rotary Kiln Engineers, 2009 Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/objetivo/objetivo?n=9>>. Acesso em: mar. de 2021.

DOMINGO, J.L. Human health risks of dioxins for populations living near modern municipal solid waste incinerators. *Environmental Health*. v.17 (2), p. 135-147, 2002.

DONG, J. et al. Comparison of waste-to-energy technologies of gasification and incineration using life cycle assessment: Case studies in Finland, France and China. *Journal of Cleaner Production*. v.203, p.287-300, 2018.

DONG, J. et al. Life Cycle Assessment of Pyrolysis, Gasification and Incineration Waste-to-Energy Technologies: Theoretical Analysis and Case Study of Commercial Plants. *Science of Total Environment*. v.626, p.744-753, 2018.

DONG, J. et al. Key Factors Influencing the Environmental Performance of Pyrolysis, Gasification And Incineration Waste-to-Energy Technologies. *Energy Conversion and Management*. v.196, p.497-512, 2019.

EFREMOV, A.N.; DUDOLIN, A.A. Comparative analysis of MSW thermal utilization technologies for environment friendly WtE plant. *Journal of Physics: Conference Series*. v.1370, 2019.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Economicidade e Competitividade do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos, 2014. Disponível em < [Microsoft Word - DEA 16 - Economicidade e Competitividade do Aproveitamento Energetico d .docx \(epe.gov.br\)](#) >. Acesso em: jan.de 2022

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos, 2014. Disponível em < [\(Microsoft Word - DEA 18 - Invent\341rio Energ\351tico de Res\355duos S\363lidos Urbanos.docx\) \(epe.gov.br\)](#)>. Acesso em: jan.de 2022

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Modelos de negócios para a geração de eletricidade a partir de resíduos sólidos urbanos, 2020. Disponível em <<https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados->

[abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-372/topico-492/Informe%20sobre%20Modelos%20de%20Neg%C3%B3cios%20para%20Eletricidade%20de%20Res%C3%ADuos%20EPE-DEA-003-2020.pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-372/topico-492/Informe%20sobre%20Modelos%20de%20Neg%C3%B3cios%20para%20Eletricidade%20de%20Res%C3%ADuos%20EPE-DEA-003-2020.pdf)>. Acesso em: jan.de 2022

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Potencial Energético dos Resíduos Urbanos, 2019. Disponível em <<https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-372/topico-492/Informe%20Urbano%20EPE-DEA-007-19%20-%20rev.pdf>>. Acesso em: jan.de 2022

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Plano Nacional de Energia - 2050. Disponível em <<https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-563/Relatorio%20Final%20do%20PNE%202050.pdf>>. Acesso em: jan.de 2022

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Informe Técnico sobre a Habilitação Técnica e sobre os Projetos Vencedores, 2021 Disponível em <<https://www.epe.gov.br/pt/leiloes-de-energia/leiloes/leilao-de-energia-nova-a-5-2021>>. Acesso em: jan.de 2022.

ERIKSSON, O.; FINNVEDEN, G. Energy Recovery from Waste Incineration —The Importance of Technology Data and System Boundaries on CO₂ Emissions, *Energies*. v.539, 2017.

FETANAT, A. et al. Informing energy justice based decision-making framework for waste-to-energy technologies selection in sustainable waste management: A case of Iran. *Journal of Cleaner Production*. v.228, p.1377-1390, 2019.

FOGARASSY, C; HOANG, N.H. Sustainability Evaluation of Municipal Solid Waste Management System for Hanoi (Vietnam) – Why to Choose the “Waste-to-Energy” Concept. *Sustainability*. v.12, 2021.

FRANSEN, F.J. et al. The fate of chlorine during MSW incineration: Vaporization, transformation, deposition, corrosion and remedies. *Progress in Energy and Combustion Science*. v.76, 2020.

FU, Z. et al. A comprehensive emission inventory of hazardous air pollutants from municipal solid waste incineration in China. *Science of The Total Environment*. v.826, 2022.

GAO, N. et al. Municipal solid waste (MSW) pyrolysis for bio-fuel production: A review of effects of MSW components and catalysts. *Fuel Processing Technology*. v.175, p. 131-147, 2018.

GABBAR, H.A.; ABOUGHALY, M. Conceptual Process Design, Energy and Economic Analysis of Solid Waste to Hydrocarbon Fuels via Thermochemical Processes. *Processes*. v.9, 2021.

GIUSTI, L. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*. v. 9, p. 2227-2239, 2009.

GORIA, S. et al. Risk of cancer in the vicinity of municipal solid waste incinerators: importance of using a flexible modeling strategy. *International Journal of Health Geographics*. v.8, 2009.

GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. Decreto nº 45.181, de 25 de setembro de 2009. Regulamenta a Lei nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009, e dá outras providências. Publicada em 26 de setembro de 2009.

GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. Decreto nº 48.107, de 29 de dezembro de 2020. Altera o Decreto nº 45.181, de 25 de setembro de 2009, que regulamenta a Lei nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009. Publicada em 30 de dezembro de 2020.

GOUVEIA, N; PRADO, R.R. Análise espacial dos riscos à saúde associados à incineração de resíduos sólidos: avaliação preliminar. *Revista Brasileira de Epidemiologia*. v. 13, 2010.

GRISA, D.C.; CAPANEMA, L.X.L. Resíduos Sólidos = Municipal solid waste. In: PUGA, Fernando Pimentel; CASTRO, Lavínia Barros de (Org.). *Visão 2035: Brasil, país desenvolvido: agendas setoriais para alcance da meta*. 1. ed. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, p. 415-438. 2018.

GRUPTA, N; YADAV, K.K.; KUMAR. A review on current status of municipal solid waste management in India. *Journal of Environmental Sciences*. v. 37, p. 206-217, 2015.

GURGUL, A; SZCZEPANIAK, W; ZABLOCKA-MALICKA, M. Incineration and pyrolysis vs. Steam gasification of electronic waste. *Science of Total Environment*. v. 624, p. 1119-1124, 2018.

HASAN, M.M. et al. Energy recovery from municipal solid waste using pyrolysis technology: A review on current status and developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v.145, 2021.

HASHIM, H. et al. Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia. *Energy Conversion and Management*. v.102, p. 111-120, 2015.

HE, J.; LIN, B. Assessment of waste incineration power with considerations of subsidies and emissions in China. *Energy Policy*. v.126, p. 190-199, 2019.

HUYNH, T-P; NGO, S-H. Waste incineration bottom ash as a fine aggregate in mortar: An assessment of engineering properties, durability, and microstructure. *Journal of Building Engineering*. v.52, 2022.

HWANG, K-L et al. Emission of greenhouse gases from waste incineration in Korea. *Journal of Environmental Management*. v.196, p.710-718, 2017.

INEA – INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. Sistema de Consulta Unificada de Processos. Disponível em: <http://200.20.53.7/SCUP/>. Acesso em: dez de 2023.

ISLAM, K.M.N. Municipal solid waste to energy generation: An approach for enhancing climate co-benefits in the urban areas of Bangladesh. *Renewable and Sustainable Energy*. v.81, p.2472-2486, 2018.

JANAJREH, I. et al. Modeling of plasma and entrained flow co-gasification of MSW and petroleum sludge. *Energy*. v. 196, 2020.

JEON, E-C; KANG, S.; ROH, J. Major Elements to Consider in Developing Ammonia Emission Factor at Municipal Solid Waste (MSW) Incinerators. *Sustainability*. v.13, 2021.

KANCHANATIP, E. Numerical investigation of MSW combustion influenced by air preheating in a full-scale moving grate incinerator. *Fuel*. v.285, 2021.

JUCÁ, J.F. et al. Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão. *UFPE*. 2014.

KANG, S; ROH, J; JEON, F. Major Elements to Consider in Developing Ammonia Emission Factor at Municipal Solid Waste (MSW) Incinerators. *Sustainability*, 2021.

KARAGIANNIDIS, A; KONTOGIANNI, St; LOGOTHETIS, D. Classification and categorization of treatment methods for ash generated by municipal solid waste incineration: A case for the 2 greater metropolitan regions of Greece. *Waste Management*. v.33, p.363-372, 2013.

KASEDDE, H. et al. The potential of energy recovery from municipal solid waste in Kampala City, Uganda by incineration. *Energy Conversion and Management: X*. v.14, 2022.

KHAN, I.; KABIR, Z. Waste-to-Energy generation technologies and the developing economies: A multi-criteria analysis for sustainability assessment. *Renewable Energy*. v.150, p. 320-333, 2020.

KOMILIS, D.; PSALTIS, P. Environmental and economic assessment of the use of biodrying before thermal treatment of municipal solid waste. *Waste Management*. v.83, p.95-103, 2019.

KUMAR, P.S. et al. Bioconversion of municipal solid waste into bio-based products: A review on valorization and sustainable approach for circular bioeconomy. *Science of the Total Environment*. v.748, 2020.

LECKNER, B. Process aspects in combustion and gasification Waste-to-Energy (WtE) units. *Waste Management*. v.37, p. 13-25, 2015.

LEE, D-J. Gasification of municipal solid waste (MSW) as a cleaner final disposal route: A mini-review. *Bioresource Technology*. v.344, 2022.

LIMA, P.M. et al. Análise de custos do planejamento estratégico do sistema integrado de resíduos sólidos urbanos em Campo Grande/MS. *Revista de Engenharia Sanitária Ambiental*. v.27, n.4, jul-ago, 2022.

LIN, M.; XU, B. Exploring the “Not In My Backyard” effect in the construction of waste incineration power plants - based on a survey in metropolises of China. *Environmental Impact Assessment Review*. v.82, 2020.

LIU, Y. et al. Overview of public-private partnerships in the waste-to-energy incineration industry in China: Status, opportunities, and challenges. *Energy Strategy Reviews*. v. 32, 2020.

LIU, X. et al. Three-stage model based evaluation of local residents' acceptance towards waste-to-energy incineration project under construction: A Chinese perspective. *Waste Management*. v. 121, p. 105-116, 2021.

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

LU, H. Learning from failure: Breaking the waste incineration NIMBY cycle through participatory governance. *Cleaner Waste Systems*. v.5, 2023.

LUO, H et al. Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. *Science of Total Environment*. v.668, p. 90-103, 2019.

- MA, W. et al. Monitored air pollutants from waste-to-energy facilities in China: Human health risk, and buffer distance assessment. *Atmospheric Pollution Research*. v.13, 2022.
- MA, W. et al. Inhalation health risk assessment of incineration and landfill in the Bonhai Rim, China. *Chemosphere*. v.314, 2023.
- MAKARICHI, L; JUTIDAMRONGPHAN, W; TECHATO, K. The evolution of waste-to-energy incineration: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v.91, p. 812-821, 2018.
- MALAV, L.C. et al. A Review on Municipal Solid Waste As A Renewable Source for Waste-to-Energy Project in India: Current Practices, Challenges, and Future Opportunities. *Journal of Cleaner Production*. v. 277, 2020.
- MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; GANDOLLA, M. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Europeia. *Revista da Engenharia Sanitária Ambiental*. v.21, p.379-385, 2016.
- MARGALLO, M. et al. Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: A review for policy support. *Science of the Total Environment*. v.689, p. 1255-1275, 2019.
- MASSARUTTO, A. Economic aspects of thermal treatment of solid waste in a sustainable WM system. *Waste Management*. v.37, p. 45-57, 2015.
- MAURIELLO, M.C. et al. Biomonitoring of toxic metals in incinerator workers: A systematic review. *Toxicology Letters*. v.272, p. 8-28, 2017.
- MUKHERJEE, C. et al. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 119, 2020.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, 2015. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo.html> . Acesso em: dez de 2020.
- MITEVA, K. Production of sustainable energy from solid waste by pyrolysis - a review. *Recycling and Sustainable Development*. v. 12, p.69-77, 2019.
- MONTIEL-BOHÓRQUEZ, N.D.; SILDARRIAGA-LOAIZA, J.D.; PÉREZ, J.F. Effect of the Colombian Renewable Energy Law on the Levelized Cost of a Substitute Gaseous Fuel Produced from MSW Gasification. *Ingeniería e Investigación*. v. 42, n.2, ago. 2022.
- MUNIR, M.T. et al. Plasma gasification of municipal solid waste for waste-to-value processing. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 116, 2019.
- MUTZ, D., et.al. Opções em Waste-to-Energy na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos - Um Guia para Tomadores de Decisão em Países Emergentes ou em Desenvolvimento. In: GIZ - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit: Eschborn, 2017.
- NANDA, S.; BERRUTI, F. A technical review of bioenergy and resource recovery from municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*. v. 403, 2021.
- NEMA - NATIONAL ENVIRONMENT MANAGEMENT AUTHORITY. Portaria nº 31831/2008. Acesso em mar.2023.

NETZER, C; LI, T.; LØVÅS, T. Surrogate Reaction Mechanism for Waste Incineration and Pollutant Formation. *Energy & Fuels*. v.35, p. 7030–7049, 2021.

NEUWAHL, F. et al. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. In: European IPPC Bureau: EU, 2019.

OUUDA, O.K.M. et al. Waste to Energy Potential: A case study of Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 61, p.328-340, 2016.

OFEV – OFFICE FEDERAL DE L'ENVIRONNEMENT. Portaria de Proteção Aérea (OPair - Ordonnance sur la protection de l'air) de 16 de dezembro de 1985. Acesso em jan.2023.

OGUNTIMEIN, G et al. Sustainability Assessment of Municipal Solid Waste in Baltimore USA. *Sustainability*. v.13, 2021.

OEHMIG, W.N. et al. Contemporary practices and findings essential to the development of effective MSWI ash reuse policy in the United States. *Environmental, Science & Policy*. v.51, p.304-312, 2015.

OLIVEIRA, T.S. *Análise de localização para Incineradores de Resíduos Sólidos Urbanos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro*. 2020. 95f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia e Ciências, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

PALERMO, G.C.; BRANCO, D.A.C.; FREITAS, M.A.V. Comparação entre tecnologias de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos e balanço de emissões de gases de efeito estufa no município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Revista de Engenharia Sanitária Ambiental*. v.25, n.4, p.635-648, jul-ago, 2020.

PATRÍCIO SILVA et al. An urgent call to think globally and act locally on landfill disposable plastics under and after covid-19 pandemic Pollution prevention and technological (Bio) remediation solutions. *Chemical Engineering Journal*. v.426, 2021.

PAULA et al. Recuperação energética de resíduos sólidos urbanos. *Cadernos Temáticos PLANSAB*. v.3, 2019.

PAULINO, R.F.S.; ESSIPTCHOUK, A.M.; SILVEIRA, J.L. The use of syngas from biomedical waste plasma gasification systems for electricity production in internal combustion: Thermodynamic and economic issues. *Energy*. v.199, 2020.

POON, C.S; XUAN, D.; TANG, P. Limitations and quality upgrading techniques for utilization of MSW incineration bottom ash in engineering applications – A review. *Construction and Building Materials*. v.190, p. 1091-1102, 2018.

POZZO, A.D.; ABAGNATO, S.; COZZANI, V. Assessment of cross-media effects deriving from the application of lower emission standards for acid pollutants in waste-to-energy plants. *Science of the Total Environment*. v.856, 2023.

PRASAD, R; JOSEPH, L.P. Assessing the sustainable municipal solid waste (MSW) to electricity generation potentials in selected Pacific Small Island Developing States (PSIDS). *Journal of Cleaner Production*. v.248, 2020.

QUINA, M.J. Technologies for the management of MSW incineration ashes from gas cleaning: New perspectives on recovery of secondary raw materials and circular economy. *Science of the Total Environment*. v.635, p.526-542, 2018.

RAMOS, A; ROUBOA, A. Life cycle thinking of plasma gasification as a waste-to-energy tool: Review on environmental, economic and social aspects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 153, 2022.

ROHANI, A. et.al. Identification of effective factors to select energy recovery technologies from municipal solid waste using multi-criteria decision making (MCDM): A review of thermochemical technologies. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*. v.40, 2020.

ROUBOA, A. et al. Life cycle costing for plasma gasification of municipal solid waste: A socioeconomic approach. *Energy Conversion and Management*. v. 209, 2020.

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

SCARLAT, N.; FAHL, F.; DALLEMAND, J-F. Status and Opportunities for Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Europe. *Waste and Biomass Valorization*. v.10, p. 2425–2444, 2019.

SAHA, R; SINGH, B.K. Energy from Waste, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202017001008>. Acesso em: dez de 2021.

SAIKIA, N. et al. Pretreatment of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash for utilisation in cement mortar. *Construction and Building Materials*. v.96, p. 76-85, 2015.

SANTANA, E., et al. Padrões de Qualidade do Ar: uma experiência comparada com Brasil, EUA e União Europeia. In: Instituto de Energia e Meio Ambiente: São Paulo, 2012.

SANTOS, I.F.S. et al. Energy and Economic evaluation of MSW incineration and gasification in Brazil. *Renewable Energy*, 2022.

SATIADA, M.A.; CALDERON, A. Comparative analysis of existing waste to-energy reference plants for municipal solid waste. *Cleaner Environmental Systems*. v.3, 2021.

SAUVE, G.; VAN ACKER, K. The environmental impacts of municipal solid waste landfills in Europe: A life cycle assessment of proper reference cases to support decision making. *Journal of Environmental Management*. v.261, 2020.

SHAREEFDEEN, Z; MISHU, A.A. Air emissions in waste to energy (W2E) plants. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 2021.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. Resolução SMA nº 79, de 04 de novembro de 2009. Estabelece diretrizes e condições para a operação e o licenciamento da atividade de tratamento térmico de resíduos sólidos em Usinas de Recuperação de Energia - URE. Republicada no DOE de 07-11-09 Seção i pág. 63-65.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Resolução SEMA nº 43, de 13 de julho de 2008. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios para empreendimentos de incineração de resíduos sólidos. Publicada em 25 de julho de 2008.

SILVA, E.R.; TONELI, J.T.C.L.; PALACIOS-BERECHE, R. Estimativa do potencial de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos usando modelos matemáticos de biodigestão anaeróbia e incineração. *Revista da Engenharia Sanitária Ambiental*. v.21, p.379-385, 2021.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO, 2022. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos>. Acesso em: set de 2022.

SOUZA, H. A. *Viabilidade Econômica da Implantação de uma Planta de Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenos Municípios*. 2020. 71f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Campus Universitário de Palmas, Faculdade de Engenharia, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2020.

SRIVIENG, P.S.; UADEE, W.; WATCHALAYANN, P. Health Risk Assessment of Air Pollutants Emitted from Municipal Solid-Waste Incinerators in Thailand. *Environment Asia*. v.14, p. 51-63, 2021.

SUN, Y; LI, W. et al. Stabilized MSW incineration fly ash co-landfilled with organic waste: Leaching pattern of heavy metals and related influencing factors. *Process Safety and Environmental Protection*. v.165, p. 445-452, 2022.

TAMOŠIŪNAS, A. et al. Thermal arc plasma gasification of waste glycerol to syngas. *Applied Energy*. v.251, 2019.

TANG, Y. et al. Techno-environmental-economic evaluation on municipal solid waste (MSW) to power/fuel by gasification-based and incineration-based routes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. v.9, 2021.

TIAN, H et al. Atmospheric pollution problems and control proposals associated with solid waste management in China: A review. *Journal of Hazardous Materials*. v.252-253, p. 142–154, 2013.

TIAN, Y.; DAI, S.; WANG, J. Environmental standards and beneficial uses of waste-to-energy (WTE) residues in civil engineering applications. *Waste Disposal & Sustainable Energy*. v.5, p. 323–350, 2023.

TITTO, E.; SAVINO, A. Environmental and health risks related to waste incineration. *Waste Management e Research*. v. 37, p. 976–986, 2019.

TOLEDANO, M.; ELLIOTT, P.; ASHWORTH, D. Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: a systematic review. *Environment International*. v.69, p. 120-132, 2014.

TOWNSEND, T.G. et al. Critical examination of recycled municipal solid waste incineration ash as a mineral source for portland cement manufacture – A case study. *Resources, Conservation & Recycling*. v.148, p. 1-10, 2019.

TOWNSEND, T.G. et al. Opportunities and challenges associated with using municipal waste incineration ash as a raw ingredient in cement production – a review. *Resources, Conservation & Recycling*. v.160, 2020.

TROVÓ, A. G. et al. Gasification of municipal refuse-derived fuel as an alternative to waste disposal: Process efficiency and thermochemical analysis. *Process Safety and Environmental Protection*. v.149, p.885-893, 2021

TSANG, D.C.W. et al. Treatment of municipal solid waste incineration fly ash: State-of-the-art technologies and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*. v. 411, p.125-132, 2021.

TUGOV, A.N. Modern Technologies for the Thermal Treatment of Municipal Solid Waste, and Prospects for Their Implementation in Russia (Review). *Thermal Engineering*. v. 68, 1, p. 1-16, 2021.

UE – UNIÃO EUROPEIA. (2010) Conselho da União Europeia. Diretiva 2010/75/EC – Relativa às emissões industriais. 24 de novembro de 2010.

UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (2020) Air Pollution Series Actions on Air Quality in Africa. Disponível em <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/36696/AAQA_ES.pdf>. Acesso em nov. de 2022.

USEPA - UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 2: Solid Waste Disposal, 1995. Disponível em: [AP-42, Vol. I, CH 2.1: Refuse Combustion \(epa.gov\)](#). Acesso em: mar. de 2021.

VACCARI, M; TUDOR, T; VINTI, G. Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. *Waste Management*. v.95, p. 416-431, 2019.

VACCARI, M; VINTI, G.; BAUZA, V. et al. Municipal Solid Waste Management and Adverse Health Outcomes: A Systematic Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. v.18, 2021.

VAIČIENĖ, M., SIMANAVIČIUS, E. The Effect of Municipal Solid Waste Incineration Ash on the Properties and Durability of Cement Concrete. *Materials*. v.15, 2022.

VARJANI, S. et al. A review on integrated approaches for municipal solid waste for environmental and economical relevance: Monitoring tools, technologies, and strategic innovations. *Bioresource Technology*. v.342, 2021.

VARJANI, S. et al. Sustainable management of municipal solid waste through waste-to-energy technologies. *Bioresource Technology*. v.355, 2022.

VEHLOW, J. Air pollution control systems in WtE units: An overview. *Waste Management*. v.37, p. 416-431, 2015.

VLACHOKOSTAS, Ch.; MICHAILIDOU, A.V.; ACHILLAS, Ch. Multi-Criteria Decision Analysis towards promoting Waste-to-Energy Management Strategies: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 138, 2021.

WANG, C. et al. PCDD/F levels and phase distributions in a full-scale municipal solid waste incinerator with co-incinerating sewage sludge. *Waste Management*. v.106, p. 110-119, 2020.

WANG, W. et al. Investigation and Evaluation of Flue Gas Pollutants Emission in Waste-to-Energy Plant with Flue Gas Recirculation. *Atmosphere*. v.13, 2022.

WANG, P; CHENG, H; HU, Y. Municipal solid waste (MSW) incineration fly ash as an important source of heavy metal pollution in China. *Environmental Pollution*. v.252, p. 461-475, 2019.

WAN MAHARI, W.A. et al. Valorization of municipal wastes using co-pyrolysis for green energy production, energy security, and environmental sustainability: A review. *Chemical Engineering Journal*. v.421, 2021.

WEI, Y et al. Removal of harmful components from MSWI fly ash as a pretreatment approach to enhance waste recycling. *Waste Management*. v. 150, p. 110-121, 2022.

YAN, J. et al. Health risk assessment of PCDD/F emissions from municipal solid waste incinerators (MSWIs) in China. *Environmental Technology*. v.33, p.2539–2545, 2002.

YANG, X. et al. Research of coupling technologies on NO_x reduction in a municipal solid waste incinerator. *Fuel*. v.314, 2022.

YASLAN, Y. et al. Waste-to-Energy Framework: An intelligent energy recycling management. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*. v.30, 2021.

YIN, K. et al. Review of MSWI bottom ash utilization from perspectives of collective characterization, treatment and existing application. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v.79, p.24-38, 2017.

YING, Z. et al. Hydrogen and syngas production from municipal solid waste (MSW) gasification via reusing CO₂. *Applied Thermal Engineering*. v.144, p.242-247, 2018.

YUAN, X. et al. Public Perception towards Waste-to-Energy as a Waste Management Strategy: A Case from Shandong, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. v.16, 2019.

XU, G.; WANG, M. et al. Performance assessment of a novel medical-waste-to-energy design based on plasma gasification and integrated with a municipal solid waste incineration plant. *Energy*. v.245, 2022.

ZAMORANO, M. et al. Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. *Waste Management*. v. 67, p. 360–374, 2017.

ZHANG, Z. et al. Safe disposal of hazardous waste incineration fly ash: Stabilization/solidification of heavy metals and removal of soluble salts. *Journal of Environmental Management*. v.324, 2022.

ZHAO, B. et al. Occurrence and impacts of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans in the air and soil around a municipal solid waste incinerator. *Journal of Environmental Sciences*. v.44, p.244-251, 2016.

ZHENG, X. Hydrogen and syngas production from municipal solid waste (MSW) gasification via reusing CO₂. *Applied Thermal Engineering*. v.144, p. 242-247, 2018.

ZHOU, Q. et al. Toxicological Risk by Inhalation Exposure of Air Pollution Emitted from China's Municipal Solid Waste Incineration. *Environmental Science & Technology*. v.52, p. 11490-11499, 2018.