



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ADJANE DAMASCENO DE OLIVEIRA

**COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS: viabilidade e
potencialidades**

Recife
2023

ADJANE DAMASCENO DE OLIVEIRA

**COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS: viabilidade e
potencialidades**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Geotecnia.

Orientador (a): Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

Coorientador (a): Prof. Dr. Sérgio Peres Ramos da Silva

Recife

2023

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Oliveira, Adjane Damasceno de.

Combustíveis derivados de resíduos sólidos: viabilidade e potencialidades / Adjane Damasceno de Oliveira. - Recife, 2023. 242f.: il.

Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023.

Orientação: José Fernando Thomé Jucá.

Coorientação: Sérgio Peres Ramos da Silva.

Inclui referências e apêndices.

1. Aproveitamento energético; 2. Energia dos resíduos; 3. Reciclagem energética; 4. Resíduos sólidos urbanos. I. Jucá, José Fernando Thomé. II. Silva, Sérgio Peres Ramos da. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

ADJANE DAMASCENO DE OLIVEIRA

**COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS:
VIABILIDADE E POTENCIALIDADES**

Tese em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil, Área de Geotecnia.

Aprovada em 14/12/2023

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE

Coorientador: Prof. Dr. Sérgio Peres Ramos da Silva – UPE

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência
Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho (examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência
Prof.^a Dr.^a Lisete Celina Lange (examinadora externa)
Universidade Federal de Minas Gerais

participação por videoconferência
Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (examinador externo)
Universidade Federal do Ceará

participação por videoconferência
Prof. Dr. Eduardo César de Miranda Loureiro (examinador externo)
Universidade de Pernambuco

participação por videoconferência
Prof.^a Dr.^a Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha (examinadora externa)
Universidade Federal de Pernambuco



Emitido em 18/12/2023

APROVACAO DA BANCA N° 276/2023 - PPGE (11.65.18)

(N° do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 02/03/2024 07:34)

JOSE FERNANDO THOME JUCA

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DEPECA (11.65.60)

Matrícula: ###306#0

(Assinado digitalmente em 19/12/2023 09:36)

MARIA DE LOS ANGELES PEREZ FERNANDEZ

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DEPEQ (11.65.56)

Matrícula: ###325#3

(Assinado digitalmente em 18/12/2023 20:41)

MAURICIO ALVES DA MOTTA SOBRINHO

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DEPEQ (11.65.56)

Matrícula: ###992#8

Visualize o documento original em <http://sipac.ufpe.br/documentos/> informando seu número: 276, ano: 2023, tipo: **APROVACAO DA BANCA**, data de emissão: 18/12/2023 e o código de verificação: **b7a26c4494**

Dedico este trabalho a Deus, ao meu filho, ao meu marido, aos meus pais e ao meu irmão. Dedico também aos pesquisadores que arduamente trabalham para desenvolvimento das esferas ambiental, social e econômica do país.

AGRADECIMENTOS

A jornada até aqui foi marcada por muitas renúncias, experiências e aprendizados. E com elas, a maturidade para aceitar o que não posso mudar e a consciência do meu poder de transformação durante este caminho. Hoje sou uma pessoa totalmente diferente do início desta caminhada e é gratificante poder evidenciar a transformação no âmbito pessoal, acadêmico e profissional que a pós-graduação me proporcionou. Me mudei de cidade, me mudei de país, conheci minhas forças e minhas fraquezas em cada uma das adversidades. Mas também me diverti e guardo boas histórias para contar.

A escrita é um trabalho solitário, mas a pesquisa não é algo que se faz sozinho, e daí vem a beleza do trabalho conjunto, das discussões, dos aprendizados e da fragilidade humana ao mostrar que ao viver em sociedade dependemos um dos outros e precisamos enxergar isso para seguir em frente e produzir frutos que possam ser compartilhados com os demais.

Agradeço inicialmente a Deus pela luz e pelas bênçãos que sempre recebo e pelos milagres operados diariamente em minha vida. Agradeço ao meu marido, que acompanhou cada passo dessa jornada, me incentivando mesmo naqueles momentos em que duvidei da minha capacidade. Por me incentivar e me acompanhar durante esse processo, sendo um ombro amigo nos momentos de desespero e um revisor assíduo nos momentos em que me senti esgotada e um parceiro de pesquisa. Espero sempre conseguir corresponder mutuamente a tudo que você fez e faz por mim.

Agradeço também aos meus pais, amores da minha vida, que apoiaram cada uma das minhas decisões, mesmo com coração apertado, e sempre me enchem desse amor incondicional que me dá forças para continuar e me que fortalece de uma forma inexplicável. Agradeço ao meu irmão, meu parceiro e amigo para além da vida.

Agradeço ao meu filho, pois na reta final, em que tudo foi desesperador e o cansaço me venceu em alguns momentos, ele foi fonte de luz e alegria por ser contemplada com a magnitude de me tornar mãe.

Agradeço a minha família, que sempre acredita e celebra comigo as alegrias deste processo e não esconde a admiração pela minha capacidade de me arriscar e me tornar a primeira doutora dentre nós. As minhas amigas e amigos que durante esta jornada estiveram ao meu lado me dando suporte, e compartilhando comigo as alegrias e tristezas vividas em especial a Rafaella, uma irmã que a pós-graduação me deu, e com a qual compartilhei a casa, a vida e as loucuras que foram esses 5 anos, sempre tentando ser suporte um para outra durante o período em Recife, em que nos encontrávamos afastadas das pessoas que nos amam. Graças a Deus sou

abençoada com bons amigos! E não poderia deixar de citar Thalyta, Gabriela, Cristiane e Leandro, nos quais encontrei suporte técnico e emocional para continuar.

Agradeço a UFPE que me acolheu e também ao meu orientador prof. José Fernando Jucá pelas portas abertas, pela confiança e pela oportunidade de desenvolvimento desta pesquisa, ao meu coorientador Sérgio Peres pela paciência e suporte durante o trabalho árduo que é escrever sobre um tema totalmente novo para mim.

Agradeço ao PPGECC e em especial ao Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), aos colegas e amigos que cruzaram meus caminhos e aos que colaboraram de forma direta e indireta para conclusão desta etapa da minha vida.

Agradeço a CAPES e ao professor Armando Borges Castilho Júnior pela oportunidade de realizar o doutorado sanduíche por meio do projeto CAPES-COFECUB e todo suporte durante este processo no Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (INSA Lyon). Aos meus tutores franceses, Gaëlle Ducom e Remy Bayard, que com toda paciência e cuidado me ajudaram a conduzir e aprimorar minha pesquisa e foram essenciais para que esta tese tornasse mais robusta e também aos técnicos do laboratório Déchets Eaux Environnement Pollutions (DEEP) que não mediram esforços para que a pesquisa fosse realizada. Aos amigos que fiz durante a jornada na França: Violeta, Smilton, Matheus, Milla, Igor, Maria, Loide e que fizeram com que Lyon fosse o mais próximo de um lar.

Agradeço a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Goiás (SEMAD- GO) por me permitir deixar minhas atividades laborais e me dedicar a pesquisa, o que evidencia que meu Estado enxerga na pesquisa a possibilidade de produzir profissionais mais capacitados para fazer de Goiás um Estado mais forte, em especial nas questões relacionadas ao setor de resíduos sólidos.

Agradeço a empresa que me permitiu a coleta de amostras para caracterização do Combustível Derivado de Resíduo Sólido (CDR) presente neste estudo. Ainda há barreiras invisíveis a serem enfrentadas para que a relação indústria e academia estreitem laços em busca de respostas para os entraves do desenvolvimento e para produção de dados relevantes e que subsidiem o desenvolvimento ambiental e tecnológico no país.

Este é um momento em que agradecer não parece ser suficiente, transcende-se o agradecimento quando se faz uma retrospectiva do que vivi até aqui. E que venham mais experiências fantásticas e desafiadoras. E que eu nunca perca a certeza de que sou uma profissional em formação, de que posso sempre fazer melhor, de que há muito o que aprender e do meu papel como cidadã no desenvolvimento de uma gestão de resíduos mais adequada.

RESUMO

As discussões em torno da mitigação das emissões de gases de efeito estufa e a adesão de compromissos rumo a neutralidade de carbono fóssil ressaltam a necessidade de fontes alternativas para suprir as demandas para o setor de energia e o desafio de promover a gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU), reduzindo o montante encaminhado para disposição final. As tecnologias de aproveitamento de RSU para geração de energia vêm se consolidando no cenário global. Desta forma, o objetivo desta pesquisa concentrou-se em analisar a viabilidade de produção e uso dos combustíveis derivados de resíduos (CDR). Para isso, identificou-se as rotas tecnológicas de produção e uso do material no Brasil por meio de consulta aos bancos de dados governamentais e de entidades que atuam no setor. Projetou-se o potencial de produção na Região Metropolitana de Recife (RMR), baseando-se nas metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) e o potencial do uso em cimenteiras a partir das metas estabelecidas pelo Roadmap da Indústria Cimenteira no Brasil, além de determinar o impacto econômico e emissões de CO₂e evitadas devido ao uso do CDR. Efetuou-se ainda a caracterização física, química e térmica do CDR utilizando-se as metodologias recomendadas pelas normas europeias. Além disso, analisou-se a contribuição dos CDR no alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs). Constatou-se que no Brasil há um parque industrial cimenteiro com capacidade para consumo e há ainda outras tecnologias capazes de se adaptarem para o uso desta matéria-prima. As projeções apontam que para 2040 há potencial para recuperação média de até 45,1% de RSU na forma de CDR na RMR e que há viabilidade, anual nacional, de economia de US\$ 98,6 milhões e prevenção de emissão de 595 mil toneladas CO₂e com a substituição de 17% do combustível fóssil por CDR no país. A caracterização do CDR apontou que as frações de materiais têxteis, papel/papelão e plásticos representaram a maior porcentagem da composição das 10 amostras de analisadas, sendo as duas primeiras as principais contribuintes para o teor de biomassa, que variou de 39% a 57%. O teor de umidade variou entre 18,5% e 36,2%, material volátil entre 65,4% e 79,5% e as cinzas entre 14,4% e 29%. Na composição elementar, destacaram-se a presença dos teores de carbono (43,2% a 53,5%), de oxigênio (26 a 32,8%), além de baixos percentuais de cloro (0,2 a 0,8%), parâmetro técnico importante para aplicabilidade em processos industriais. O poder calorífico inferior variou de 16,9 MJ.kg⁻¹ a 22 MJ.kg⁻¹, demonstrando o potencial energético e econômico do CDR, e os teores de mercúrio, parâmetro de relevante interesse ambiental, variaram de 0,02 mg.kg⁻¹ a 0,37 mg.kg⁻¹, sendo este parâmetro de relevante interesse do ponto de vista ambiental. As análises térmicas em atmosfera oxidante e inerte indicaram 4 picos de perda de massa,

demonstrando que as amostras se encontram dentro do padrão da literatura. Os resultados permitem visualizar que o CDR possui viabilidade de produção e potencial de uso no Brasil.

Palavras-chave: aproveitamento energético; energia dos resíduos; reciclagem energética; resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT

Discussions surrounding the mitigation of greenhouse gas emissions and adherence to commitments towards fossil carbon neutrality highlight the need for alternative sources to meet the demands of the energy sector and the challenge of promoting the proper management of municipal solid waste (MSW), reducing the amount sent for final disposal. Waste-to-energy technologies have been consolidating on the global scenario. The aim of this research was therefore to analyze the feasibility of producing and using refuse derived fuels (RDF). To this end, the technological routes for the production and use of the material in Brazil were identified by consulting government databases and organizations working in the sector. The potential for production in the Metropolitan Region of Recife (RMR) was projected, based on the targets set out in the National Solid Waste Plan (Planares) and the potential for use in cement plants, based on the goals established by the Roadmap for the Cement Industry in Brazil, as well as determining the economic impact and CO₂e emissions avoided due to the use of RDF. The physical, chemical and thermal characterization of RDF was also carried out using the methodologies recommended by European standards. In addition, the contribution of RDF to achieving the Sustainable Development Goals (SDGs) was analyzed. It was found that there is a cement industrial park in Brazil with the capacity for consumption and there are still other technologies capable of adapting to the use of this raw material. The projections indicate that by 2040 there is potential for an average recovery of up to 45.1% of MSW in the form of RDF in the RMR and that there is feasibility, annually in Brazil, of saving US\$ 98.6 million and preventing the emission of 595,000 tons of CO₂e by replacing 17% of fossil fuel with RDF in the country. The characterization of the RDF showed that the textile, paper/paperboard and plastic fractions accounted for the largest percentage of the composition of the 10 samples analyzed, with the first two being the main contributors to the biomass content, which ranged from 39% to 57%. Moisture content ranged from 18.5% to 36.2%, volatile material from 65.4% to 79.5% and ash from 14.4% to 29%. The elemental composition includes carbon (43.2% to 53.5%), oxygen (26 to 32.8%), which affect the material's combustibility and low percentages of chlorine (0.2 to 0.8%), an important technical parameter for using the material in industrial processes. The net calorific value ranges from 16.9 MJ.kg⁻¹ to 22 MJ.kg⁻¹, demonstrating the energy and economic potential of RDF, and the mercury content, a parameter of relevant environmental interest, ranged from 0.02 mg.kg⁻¹ to 0.37 mg.kg⁻¹, which is of relevant interest from an environmental point of view. Thermal analysis in oxidizing and inert atmospheres

showed 4 peaks of mass loss, demonstrating that the samples are within the literature standard. The results show that RDF is viable for production and has potential for use in Brazil.

Keywords: energy from waste; energy recycling; energy recovery; municipal solid waste; sustainable development.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Percentual do consumo global de energia – 2021.....	26
Figura 2 - Oferta interna nacional de energia – 2022.	26
Figura 3 - Percentual de uso de energia por setor no Brasil em 2022.	27
Figura 4 - Fontes de emissões GEE no mundo – 2020.....	29
Figura 5 - Emissões GEE no Brasil – 2021	30
Figura 6 - Composição gravimétrica do resíduo sólido urbano brasileiro.	33
Figura 7 - Percentagem de energia recuperada de RSU via plantas de WtE em países selecionados.....	37
Figura 8 - Tratamento de resíduos municipais – União Europeia – 1995-2020.....	37
Figura 9 - Produção de CDR - Fluxos nas estações de tratamento mecânico e biológico.	42
Figura 10 - Evolução da legislação direcionada a resíduos sólidos da União Europeia, com foco na valorização energética dos RSU por meio da produção e uso de CSR/CDR	56
Figura 11 - Evolução da legislação francesa, com foco na valorização energética dos RSU por meio do CSR/CDR	60
Figura 12 - Evolução da legislação brasileira, com foco na valorização energética dos RSU para produção e uso de CDR/CSR.	64
Figura 13 - Mapa mundial dos compromissos do setor de resíduos por Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC).	70
Figura 14 - 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável – Agenda 2030.....	77
Figura 15 - Localização da Região Metropolitana de Recife, Pernambuco, Brasil.....	96
Figura 16 - Armazenamento do CDR: cada monte representa um lote de CDR produzido...	103
Figura 17 - Unidades de produção de combustíveis a partir de resíduos classe I (perigosos) e classe II (não perigosos).	114
Figura 18 - Unidades de fabricação de cimento no Brasil.....	116
Figura 19 - Distribuição geográfica das termelétricas a combustíveis fósseis de serviço público do Sistema Integrado Nacional (SIN), com destaque para o combustível principal de cada planta.	117
Figura 20 - Produção de CDR – percentual médio de balanço de massa no período de 01 semana.	119
Figura 21 - Produção de CDR – detalhes do processo.	122
Figura 22 - Evolução do potencial de produção de CDR na Região Metropolitana de Recife de 2023 a 2043 nos cenários 1, 2, 3 e 4.....	125
Figura 23 - Fábricas de cimento localizadas a menos de 150 km das centrais de tratamento de resíduos da Região Metropolitana de Recife.....	138
Figura 24 - Granulometria das amostras de CDR: partículas maiores e menores que 50 mm - método do agitador elétrico.	140
Figura 25 - Granulometria das amostras de CDR: Faixas de 9,52 a 50,8 mm.	142

Figura 26 - Distribuição granulométrica do CDR/CSR.....	142
Figura 27 - Teor de umidade das frações de composição gravimétrica do CDR.	145
Figura 28 - Conteúdo de biomassa das amostras de CDR.....	148
Figura 29 - Perfis de TGA e dTG das 10 amostras de CDR em atmosfera oxidativa.....	168
Figura 30 - Perfis de DSC das 10 amostras de CDR em atmosfera oxidativa.	171
Figura 31 - Perfis de DSC das 10 amostras de CDR em atmosfera inerte.	174
Figura 32 - Típicos perfis de TG e dTG de combustível sólido recuperado/combustível derivado de resíduos (CDR/CSR) com base nos polímeros componentes mais predominantes: água, celulose, lignina, xilana, polietileno (PE), polipropileno (PP), tereftalato de polietileno (PET) e cloreto de polivinila (PVC) (representa o teor de cloro) sob atmosfera inerte e baixa taxa de aquecimento ($10^{\circ}\text{C min}^{-1}$)	177

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Nomenclatura aplicáveis a combustíveis derivados de resíduos na literatura.	53
Quadro 2 - Normalização brasileira aplicáveis a área de recuperação energética de resíduos sólidos.....	72
Quadro 3 - Normalização europeia/francesa referente a combustíveis sólidos recuperados – CSR.....	72
Quadro 4 - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável relacionados a produção e uso do CDR: impacto no alcance das metas e indicadores brasileiros.....	78
Quadro 5 - Contribuições do CDR para alcance dos ODS.....	81
Quadro 6 - Cenários de projeção do potencial de produção de combustíveis derivados de resíduos sólidos urbanos (CDR) a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) na Região Metropolitana de Recife (RMR): composição do CDR.	96
Quadro 7 - Classificação dos componentes para triagem manual – NF ISO 21644:2021.	106
Quadro 8 - Unidades de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos em licenciamento no Brasil.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de resíduos utilizados como combustíveis em tecnologias de tratamento térmico na literatura.....	51
Tabela 2 - Limites para a classificação do resíduo sólido urbano energético (RSUE) – Brasil – NBR 16849/2020.....	74
Tabela 3 - Classificação dos combustíveis sólidos recuperados (CSR) - Europa/França - EN ISO 21640/2021.....	74
Tabela 4 - CDR: número de artigos resultantes da busca na base de dados Web of Science para o filtro referente aos Objetivos do desenvolvimento sustentável.....	79
Tabela 5 - Metas do Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco/PERS-PE – Região Metropolitana de Recife – RMR	99
Tabela 6 - Montante de resíduos processados na unidade de tratamento mecanizada – agosto-novembro/2021.....	120
Tabela 7 - Percentual das frações do RSU processado na unidade.	120
Tabela 8 - Produção de CDR: percentual de rejeito de RSU e RSI processados.	121
Tabela 9 - Composição gravimétrica dos resíduos da Região Metropolitana de Recife – RMR.	123
Tabela 10 – Geração per capita, taxa de coleta de RSU e taxa de recuperação da fração reciclável na Região Metropolitana de Recife – RMR.	124
Tabela 11 - Potencial de produção de CDR (PPCDR), por município, na Região Metropolitana de Recife para os anos de 2024, 2028, 2032, 2036 e 2040 – Cenários 1, 2, 3 e 4.....	127
Tabela 12 - Montante do potencial de produção de CDR (PPCDR) acumulado para os cenários 1, 2, 3 e 4 de produção de CDR por ano.....	128
Tabela 13 - Percentual de produção de CDR (PPCDR) em relação a quantidade de RSU coletado (CRSU) para os cenários de produção de CDR (Cprod) 1, 2 e 3.....	130
Tabela 14 - Volume médio (fictício) economizado em locais de disposição final por desvio de RSU para produção de CDR em cada um dos cenários (Cprod 1, Cprod 2, Cprod 3 e Cprod 4) de potencial de produção de CDR (PPCDR).....	131
Tabela 15 - Área média (fictícia) economizada em locais de disposição final por desvio de RSU para produção de CDR em cada um dos cenários (Cprod 1, Cprod 2, Cprod 3 e Cprod 4) de potencial de produção de CDR (PPCDR).....	132
Tabela 16 - Projeção da energia térmica para produção de cimento e consumo de coque de petróleo, economia no uso de coque e nas emissões de CO2 nos cenários 1 e 2 em uma unidade com capacidade de produção de 5000 toneladas de clínquer por dia.	134
Tabela 17 - Relação de oferta de CDR (potencial de produção de CDR – PPCDR) na RMR e demanda de CDR (consumo de CDR – CCDR) para uma unidade de produção de com capacidade de produção de 5000 toneladas de clínquer por dia.....	134
Tabela 18 - Projeção do consumo de coque de petróleo e CDR, economia no uso de coque e nas emissões de CO2 nos cenários 1 e 2 considerando o consumo de 5.000.000 toneladas de coque de petróleo por ano.....	136

Tabela 19 - Quantidade de centros produtivos com potencial de produção de CDR similar ao potencial da RMR para atendimento da demanda nacional de CDR na indústria cimenteira.	136
Tabela 20 - Distâncias entre centrais de tratamento de resíduos que recebem resíduos da RMR e as cimenteiras com processos integrados em Pernambuco, Paraíba e Alagoas.	137
Tabela 21 - Granulometria das amostras CDR - faixa de 85-50 mm.	139
Tabela 22 - Granulometria das amostras CDR – faixas de 50,8 a 0,075 mm.	141
Tabela 23 - Composição gravimétrica das amostras de CDR conforme recebidas (base úmida).	143
Tabela 24 - Composição gravimétrica das amostras de CDR em base seca.	144
Tabela 25 - Composição gravimétrica de amostras de CDR/CSR na literatura.	145
Tabela 26 - Valores de umidade, compostos voláteis, cinzas e carbono fixo para amostras de CDR.	149
Tabela 27 - Percentual de umidade, compostos voláteis, carbono fixo e cinzas de amostras de CDR/CSR na literatura.	150
Tabela 28 - Composição elementar das amostras de CDR, em base seca.	154
Tabela 29 - Percentual carbono, hidrogênio, nitrogênio, enxofre e oxigênio em amostras de CDR/CSR na literatura.	155
Tabela 30 - Teor de cloro, % em massa, das amostras de CDR, conforme recebido e em base seca.	158
Tabela 31 - Teor de cloro em amostras de CDR/CSR e em materiais diversos na literatura.	159
Tabela 32 - Poder calorífico das amostras de CDR, como recebido e na base seca.	160
Tabela 33 - Poder calorífico, PCS e PCI do CDR/CSR.	161
Tabela 34 - Elementos traço nas amostras de CDR.	165
Tabela 35 - Elementos traço em CDR/CSR reportados pela literatura.	166
Tabela 36 - Elementos traço de diversos materiais/resíduos reportados na literatura.	167
Tabela 37 - Perda de massa (%) por faixa de temperatura e cinza resultante do processo (%) em atmosfera oxidativa para amostras de CDR.	170
Tabela 38 - Perda de massa (%) por faixa de temperatura e rejeito do processo (%) em atmosfera inerte para amostras de CDR.	175
Tabela 39 - Valores médios dos parâmetros poder calorífico inferior, cloro e mercúrio deste estudo, de acordo com as exigências das normas brasileira e europeia.	179
Tabela 40 - Classificação das amostras de CDR de acordo com as normas brasileira e europeia.	179
Tabela 41 - Critérios para utilização do CDR de acordo com a Resolução SIMA nº 047/2020 do Estado de São Paulo.	180

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCP	Associação Brasileira de Cimento Portland
ABETRE	Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos e Efluentes
ABLP	Associação Brasileira de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABREN	Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos
ADEME	Agência Francesa de Meio Ambiente e de Energia
AFME	Agência Francesa de Gestão de Energia
AFNOR	Associação Francesa de Normalização
ANRED	Agência Nacional de Recuperação e Eliminação de Resíduos
AQA	Agência para a Qualidade do Ar
BEN	Balanco Energético Nacional
CCS	Captura e Armazenamento de Carbono
CDR	Combustível Derivado de Resíduo/Rejeito
CED	Cumulative Energy Demand
CETESB	Companhia Ambiental de São Paulo
CEWEP	Confederation of European Waste to Energy Plants
CO ₂ e	Dióxido de Carbono Equivalente
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COP	Conferência das Partes
CSR	Combustível Sólido Recuperado
CT	Comissão Técnica
CTF/APP	Cadastro Técnico Federal de atividades potencialmente poluidoras/ou utilizadoras de recursos naturais
DEEP	<i>Déchets Eaux Environnement Pollutions</i>
DF	Múltiplos Fluxos
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBM	Estabilização Biológica Mecânica
ELCD	Banco de Dados Europeu de Referência sobre o Ciclo de Vida (<i>European Reference Life Cycle Database</i>)
ETS	Esquema de Comércio de Emissões (<i>Emissions Trading Scheme</i>)

GEE	Gases de Efeito Estufa
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IEA	Agência Internacional de Energia (<i>International Energy Agency</i>)
INEA	Instituto Estadual de Meio Ambiente do Rio de Janeiro
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
ISO	Organização Internacional de Normalização (International Standard Organization)
LTECV	Lei de Transição Energética para o Crescimento Verde
MDR	Ministério do Desenvolvimento Regional
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MME	Ministério de Minas e Energia
MRF	Instalação de Recuperação de Materiais (<i>Material Recovery Facilities</i>)
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
NF	Norma Francesa (<i>Norme Française</i>)
NIR	Infravermelho curto (<i>Near Infrared</i>)
ODS	Objetivo do Desenvolvimento Sustentável
PERS-PE	Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco
PIB	Produto Interno Bruto
Planares	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PMB	Pré-tratamento Biológico Mecânico
PNE	Plano Nacional de Energia
PNMC	Política Nacional de Mudança do Clima
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RCRA	Lei de Conservação e Recuperação de Recursos
RDF	Combustível Derivado de Rejeito (<i>Refuse Derived Fuel</i>)
RMR	Região Metropolitana de Recife
RSI	Resíduo Sólido Industrial
RSU	Resíduo Sólido Urbano
RSUE	Resíduo Sólido Urbano Energético
SEEG	Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa
SEMAD GO	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Goiás

SEMAS-PE	Secretaria de Meio Ambiente de Pernambuco
SIMA	Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SINIR	Sistema Nacional de Informações sobre Resíduos Sólidos
SNIS	Sistema Nacional de Informações de Saneamento
SRF	Combustível Sólido Recuperado (<i>Solid Recovered Fuel</i>)
TBM	Tratamento Biológico Mecânico
TMB	Tratamento Mecânico Biológico
UF	Fluxo Único
URE	Usina De Recuperação Energética de Resíduos Sólidos Urbanos
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)
WtE	Aproveitamento energético de resíduos (<i>Waste to Energy</i>)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	22
1.1	Justificativa	23
1.2	Objetivos geral e específicos	24
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	25
2.1	Matriz energética e os resíduos sólidos.....	25
2.2	Gestão dos resíduos sólidos urbanos.....	31
2.3	Tecnologias waste-to-energy e os combustíveis derivados de resíduos sólidos	36
2.3.1	Produção do CDR.....	40
2.3.2	Uso do CDR.....	46
2.4	Combustíveis derivados de resíduos sólidos: nomenclatura, legislação e normalização	53
2.4.1	Legislação da União Europeia.....	55
2.4.2	Legislação francesa.....	59
2.4.3	Legislação brasileira	63
2.4.4	Normalização aplicável a CDR	71
2.5	ODS e a produção e uso de CDR: contribuições para a Agenda 2030	76
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	94
3.1	Rotas de produção e uso do CDR no Brasil	94
3.2	Determinação do potencial para produção CDR na RMR.....	95
3.3	Potencial de uso do CDR.....	99
3.4	Caracterização do CDR	102
3.4.1	Coleta de amostras.....	102
3.4.2	Análises físicas, químicas e termoquímicas para caracterização do CDR	105
3.5	Classificação do CDR	112
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	112
4.1	Rotas tecnológicas de produção e uso do CDR no Brasil.....	113
4.1.1	Tecnologias de produção e com potencial de uso do CDR no Brasil.....	113
4.1.2	Fluxo de processo de uma unidade brasileira de produção de CDR	118
4.2	Determinação do potencial para produção e uso de CDR.....	123
4.2.1	Determinação do potencial para produção de CDR	123
4.2.2	Potencial de Uso do CDR – demanda, impacto econômico e nas emissões de CO ₂	132
4.3	Caracterização do CDR	139
4.3.1	Granulometria.....	139
4.3.2	Composição gravimétrica	143
4.3.3	Teor de biomassa	147

4.3.4	Análises imediatas	149
4.3.5	Análise elementar	154
4.3.6	Teor de cloro.....	158
4.3.7	Poder calorífico.....	160
4.3.8	Elementos em estado traço	163
4.3.9	Análise termogravimétrica (TGA).....	168
4.4	Classificação do CDR	178
4.5	Recomendações para melhoria da qualidade do CDR/CSR.....	180
5	<i>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</i>	<i>182</i>
	<i>REFERÊNCIAS</i>	<i>185</i>
	<i>APÊNDICE A – QUADROS DE CÁLCULOS DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE CDR NAS CIDADES DA REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE - RMR.....</i>	<i>228</i>

1 INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos envolve áreas multidisciplinares e perpassa por uma série de etapas, que vão desde o desenvolvimento de políticas públicas e planejamentos transparentes e participativos ao incentivo à ciência para o desenvolvimento de pesquisas, as interfaces regulatórias, de gestão e de proteção ambiental. Para tanto, faz-se necessário envolver todos os entes, públicos e privados, pessoas físicas e jurídicas, uma vez que a responsabilidade por esta gestão e gerenciamento é compartilhada.

Aspectos sociais, econômicos, tecnológicos e ambientais devem ser considerados na escolha das melhores rotas de destinação a serem empregadas para garantir eficiência na recuperação de materiais e de energia, de forma a promover a circularidade em busca de um desenvolvimento que promova menor impacto ambiental possível.

É consenso que não há uma única forma de fazer com que se cumpra as prioridades na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos previstas na Lei Federal nº 12305: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final (Brasil, 2010). As soluções precisam ser integradas e articuladas para que o cenário em que somente os rejeitos sejam aterrados torne-se uma realidade no território brasileiro.

A recuperação energética (RE) tem potencial para contribuir com a melhoria desta gestão e, além disso, é uma alternativa dentre as diretrizes estabelecidas pela política nacional de resíduos sólidos brasileira e uma fonte alternativa de energia. A RE pode ser aplicada tanto para os resíduos secos quanto para os resíduos úmidos.

Para os resíduos úmidos esta recuperação pode ser realizada por digestão anaeróbia produzindo biogás, que pode ser utilizado tanto para geração de energia elétrica ou térmica bem como para produção de combustíveis renováveis. Para os demais resíduos, exceto a parcela passível de reciclagem, pode-se utilizar um processo de valorização energética de forma a adequar parâmetros para viabilização do seu uso para aplicação em tecnologias como pirólise, gaseificação, combustão ou qualquer processo térmico que vise produzir energia térmica e elétrica a partir do calor obtido na queima dos resíduos.

Obter um material que atenda padrões preestabelecidos é uma forma de garantir uma queima segura e que cause menor impacto ambiental, e pode tornar os combustíveis derivados de resíduos sólidos (CDR) uma opção mercadológica. No entanto, a produção e uso deste material, atualmente, encontra-se em desenvolvimento inicial no mercado brasileiro em termos de regulamentação, discussão e investimentos, como matéria-prima para substituição dos

combustíveis fósseis convencionalmente utilizados.

A avaliação do potencial de produção e uso do CDR requer levantamento de dados atualizados sobre planos de gestão de resíduos, as características das regiões e dos resíduos gerados, rotas tecnológicas e a demanda para absorção do produto a ser ofertado. Além disso, para planejar uso e analisar o potencial do CDR no setor de combustíveis e energia faz-se necessário estudar as características no material disponível no mercado averiguando se atende aos requisitos mínimos que o habilitem a se enquadrar na matriz energética como uma fonte de energia alternativa. Estas ações podem viabilizar sua monetarização dentro dos acordos setoriais uma vez que se garante uma destinação ambientalmente adequada para parte dos materiais que antes enquadrar-se-iam como rejeitos, caso não houvesse aporte para processamento de forma a garantir-lhe potencial energético.

Este tipo de combustível tem despertado interesse de diversos setores, uma vez que contribui para melhoria dos mecanismos de produção, diversifica a matriz energética disponível e tem potencial de reduzir custos e as emissões atmosféricas provenientes da queima dos combustíveis fósseis, dentre eles os gases de efeito estufa (GEE).

Reduzir a emissão de GEE e consequentemente contribuir para o combate às mudanças climáticas exige ação imediata dos vários setores e um que tem se destacado neste sentido, é a indústria cimenteira. O consumo de combustíveis alternativos em fornos de produção de clínquer tem aumentado no país, atingindo 26% em 2021 (ABCP, 2022). O Roadmap Tecnológico do Cimento constatou existir um grande potencial para o incremento no aproveitamento energético dos RSU e outros resíduos sólidos não-perigosos na matriz energética do setor. A ampliação do uso de resíduos para 55% em 2050 pode resultar em uma redução cumulativa de 55Mt de CO₂e (Visedo; Pecchio, 2019).

1.1 Justificativa

Há uma ausência de estudos detalhados sobre os CDRs produzidos no Brasil. Desta forma, a proposta desta pesquisa foi realizar uma análise da viabilidade técnica e ambiental de produção e uso de CDR. O estudo de matérias-primas alternativas em substituição aos combustíveis fósseis são uma necessidade, uma vez que estes como recursos não-renováveis, tendem a tornar-se cada vez mais dispendiosos e escassos, além de contribuírem para emissão de GEE.

No Brasil, o setor de energia e o setor de resíduos sólidos respondem por cerca de 18%

e 4% das emissões de CO₂e, respectivamente (SEEG, 2023). Um cenário diferente do retratado no Estado de Pernambuco, em que o setor de resíduos é responsável pela maior parcela de emissões (23,21%), com destaque para Região Metropolitana de Recife (RMR) em que as contribuições deste setor chegam a 37,27% (SEMAS - PE, 2023).

Além disso, a redução ou eliminação da parcela de resíduos a ser aterrada é uma tendência global, de forma a aplicar os princípios da economia circular incentivando a recuperação de materiais e energia, de forma a reduzir os impactos da atividade humana no planeta.

A obtenção dos resultados propostos nos objetivos desta pesquisa contribuem para produção de dados primários que respondam as questões referentes ao potencial de produção e uso, as características do CDR produzido a partir do resíduo brasileiro e seu impacto na cadeia de gerenciamento dos resíduos sólidos e no seu uso na matriz energética como combustível alternativo, dando suporte para planejamento para tomada de decisão dos diferentes entes envolvidos na gestão de resíduos sólidos no país.

Espera-se que esta pesquisa colabore com as discussões sobre o aproveitamento energético de RSU, dentre elas: a relação entre o potencial de produção e não concorrência com reciclagem, produção versus o uso do material, características necessárias para que seja considerado um combustível limpo e visualização de processos com capacidade de absorção deste material para redução gradativa de uso de combustíveis fósseis.

1.2 Objetivos geral e específicos

O objetivo geral desta tese foi realizar o estudo das rotas e processos de produção e utilização dos combustíveis derivados de resíduos avaliando seu impacto nos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e de utilização como combustível alternativo, e realizar também a caracterização e classificação deste material.

Para alcançar este, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- Identificar os processos utilizados para produção de CDR no Brasil e as rotas tecnológicas de uso deste material;
- Determinar potencial para produção de CDR a partir de RSU;
- Determinar o potencial de uso do CDR;
- Determinar o impacto econômico e as emissões de CO₂e evitadas devido ao uso do CDR;
- Caracterizar e classificar o CDR em termos de propriedades físicas, químicas e térmicas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O presente tópico apresenta a revisão de literatura sobre o tema estudado. Inicialmente delineou-se um panorama da matriz energética e o papel dos resíduos sólidos como fonte alternativa de energia. Retratar-se também a gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e no mundo. Posteriormente abordou-se as tecnologias de aproveitamento energético de resíduos e a inserção e a importância do CDR nesse cenário. Finalmente, fez-se um levantamento da legislação e normalização aplicável a este combustível alternativo.

2.1 Matriz energética e os resíduos sólidos

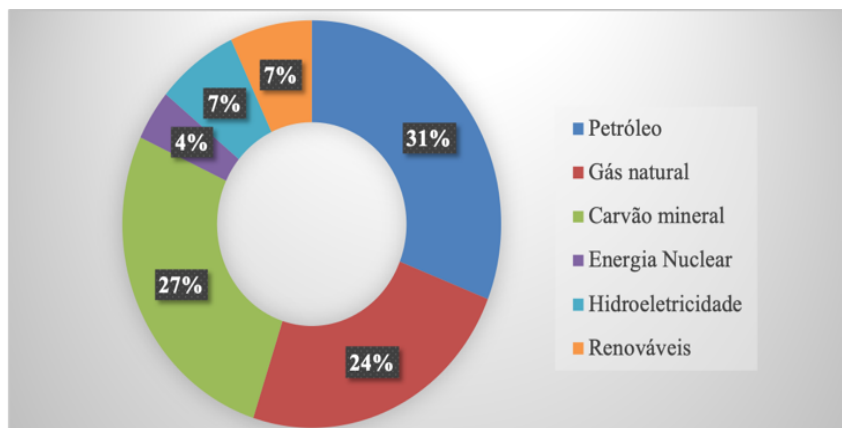
As nações desenvolvidas e em desenvolvimento dependem fortemente do acesso contínuo a fontes de energia para garantir a sobrevivência de suas sociedades e, não menos importante, para garantir desenvolvimento econômico (Lucena; Santos, 2015). As decisões relacionadas ao consumo de energia e ao tipo de combustível são fortemente influenciadas pela disponibilidade e distribuição de suprimento, pelo preço e pelas políticas públicas e infraestrutura que são capazes de impulsionar e subsidiar as questões mercadológicas (Coelho *et al.*, 2018).

O rápido crescimento populacional, a expansão do setor industrial, o acelerado crescimento tecnológico, dentre outros fatores, tem aumentado a demanda por energia (Cortés; Londoño, 2017) gerando externalidades negativas, dentre elas o aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera (Moreira, 2011; Ramos-Hernández *et al.*, 2021).

Nos últimos cinco anos o aumento anual da geração de energia foi de 2-3% (Glushkov *et al.*, 2019). Percebe-se um aumento do consumo energético em quase todos os anos por mais de meio século, exceto em 1980 e 2009 após a crise financeira, e em 2020 devido a pandemia da COVID-19 (BP, 2021). No entanto, a demanda energética foi restaurada a níveis pré-pandêmicos em 2021, revertendo a redução temporária ocorrida em 2020 (BP, 2022).

A matriz energética global ainda é dominada por petróleo, carvão e gás, sendo, desta forma, sustentada principalmente por fontes não renováveis de energia (Vieira; Nadaleti; Sarto, 2021). Percebe-se que o petróleo continua a configurar a maior parcela da matriz energética mundial (Figura 1). Em 2019, os combustíveis fósseis representaram mais de 81% das fontes globais de produção de energia (IEA, 2022).

Figura 1 - Percentual do consumo global de energia – 2021.

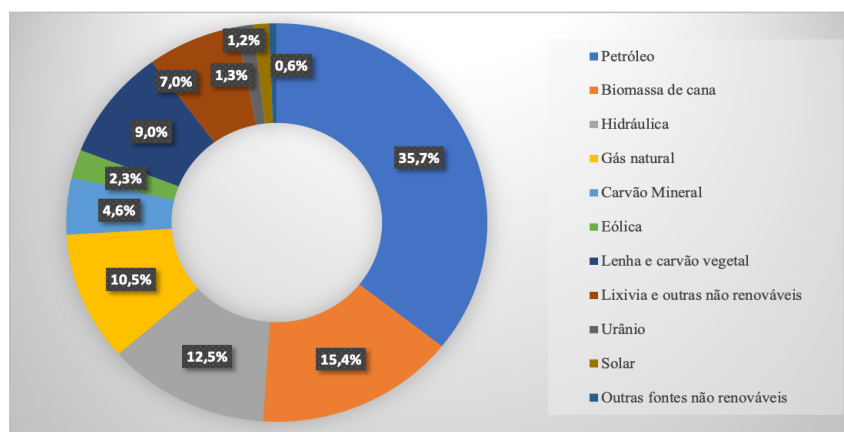


Fonte: BP (2022).

Na busca de estabilidade energética e pela garantia da segurança nacional após a crise do petróleo dos anos 70, muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento iniciaram estudos e pesquisas para a adoção de fontes alternativas para geração de energia. Atualmente o Brasil se destaca neste campo por diversificar sua matriz energética, possuindo grande participação em fontes renováveis de energia (Cremonez *et al.*, 2015; Vieira; Nadaleti; Sarto, 2021).

A participação de energia de fontes renováveis na matriz energética brasileira se manteve estável nos últimos 20 anos, com valores acima de 40%. Em 2022 as fontes não renováveis representaram 52,6% e as fontes renováveis representaram 44,7% da Oferta Interna de Energia (OIE), sendo o petróleo e derivados e a biomassa da cana os mais representativos (Figura 2) (Brasil, 2023).

Figura 2 - Oferta interna nacional de energia – 2022.



Fonte: Brasil (2023).

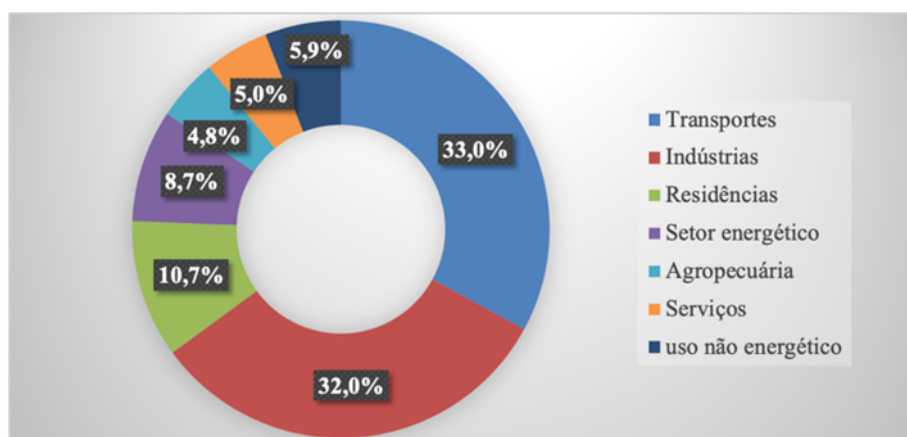
Apesar da representatividade da energia hidráulica dentre as fontes renováveis, estudos conduzidos no Brasil por Faria et al. (2015) sugerem que as emissões de GEE de reservatórios

hidrelétricos poderiam ser mais elevadas do que as atualmente assumidas e, sob condições específicas, poderiam até ser comparáveis às de usinas elétricas de base fóssil, uma vez que as emissões devem considerar o impacto em todo ciclo de vida da atividade. Além disso há fatores que podem contribuir para o aumento do CO₂e advindo da atividade, por exemplo, a ausência de retirada de vegetação nativa antes da inundação da área e a mudança de uso da terra. O mesmo destaque pode ser dado para biomassa de cana que também advém de uma atividade que promove a mudança de uso da terra, além de todos os impactos oriundos do processo sucroalcooleiro, tanto no meio físico quanto biótico.

Segundo IEA (2022), em 2020 os setores de transporte e da indústria representaram cerca de 70% do consumo mundial de derivados de petróleo como forma de geração de energia e mais de 80% do consumo de carvão como fonte energética. Além disso, o consumo de carvão e óleo como fonte energética representam cerca de 50% do consumo total mundial.

No Brasil, em 2022, o setor de transportes foi o que mais consumiu energia no país (Figura 3), referente a 33% do consumo nacional, seguido pelo setor industrial com 32% (Brasil, 2023).

Figura 3 - Percentual de uso de energia por setor no Brasil em 2022.



Fonte: Brasil (2023).

Os danos climáticos que o petróleo e seus subprodutos causam ao planeta, a insegurança gerada pelo possível esgotamento desse recurso, as preocupações quanto à instabilidade dos preços uma vez que os principais produtores estão localizados em regiões de constante instabilidade política, econômica e social como é possível observar no Oriente Médio, torna crescente a busca fontes alternativas de energia (Gomes *et al.*, 2013; Lucena; Santos, 2015).

A transição do sistema energético tornou-se um assunto global que já está gerando importantes mudanças econômicas, sociais e técnicas. Países em todo o mundo estão

estabelecendo metas ambiciosas para substituir sua matriz energética de base fóssil por uma renovável (Camargo; Stoeglehner, 2018).

A matriz energética é uma ferramenta útil para entender as tendências de produção e consumo de um país e para avaliar políticas energéticas de longo prazo. Para que se possa observar as mudanças na composição da matriz energética, é necessária uma forte intervenção do ente regulador, ou do governo, para incentivo à produção e uso de energia proveniente de fontes renováveis (Gómez; Arango-Aramburo; Larsen, 2017) de forma a transformar e diversificar o cenário, fortalecendo o ambiente de pesquisa e investimento em novas fontes de energia.

Assim, as energias renováveis estão no centro da transição para um sistema de energia menos intensivo em emissão de carbono e mais sustentável (IEA, 2019). No entanto, há o desafio de substituir os combustíveis fósseis existentes e atender à crescente demanda de energia (Ritchie; Roser, 2021). Deste modo, prevalecem dois aspectos estratégicos: os esforços para promover o aumento da oferta energética e o estabelecimento de políticas relacionadas ao setor, bem como às mudanças climáticas (Leite; Souza, 2015).

A busca por soluções para diversificação da matriz energética requer investimentos para suprimento desse recurso de forma a não comprometer as futuras gerações (Gomes; Henkes, 2014). A valoração de externalidades, como impactos ambientais provenientes do uso de fontes não renováveis, soma-se às preocupações sociais e políticas que orientam a seleção de soluções quanto ao planejamento energético em busca de caminhos mais lógicos para um futuro de baixo carbono (Cortés; Londoño, 2017; Fairley, 2017; Nogueira *et al.*, 2015).

Barragán-Escandón *et al.* (2019) definiram critérios de dimensão técnica, econômica, ambiental e sócio-política para seleção de tecnologia de energias renováveis:

- Dimensão técnica: eficiência, disponibilidade de fonte primária, maturidade da tecnologia e restrições urbanas, etc.;
- Dimensão econômica: investimento inicial, custo de operação e manutenção e o custo de energia;
- Dimensão ambiental: impactos ambientais negativos;
- Dimensão sócio-política: emprego, aceitabilidade social e compatibilidade com políticas internacionais, regionais ou locais.

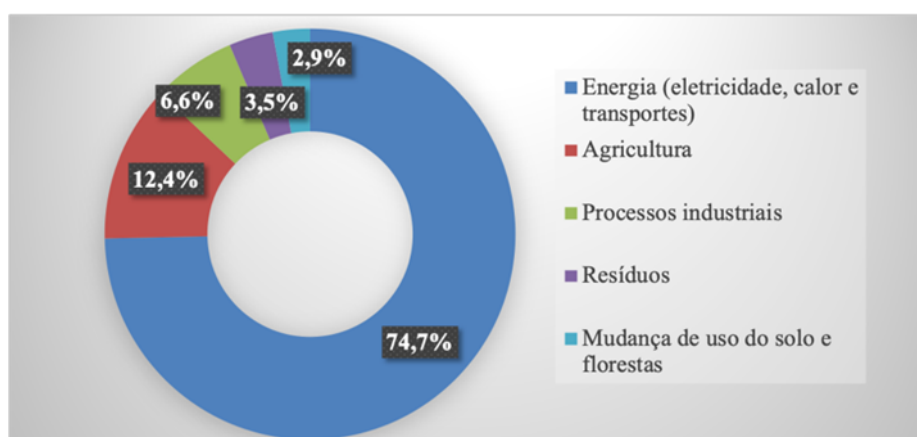
O uso de energia obtida por meio de fontes renováveis oferece a oportunidade de conter o esgotamento crescente dos recursos fósseis, bem como os impactos ambientais decorrentes

do uso indiscriminado destes recursos (Freitas *et al.*, 2019). Somente um cenário que promova o setor de energia renovável permitirá que as economias cresçam de forma mais sustentável, sem necessidade de retrocessos devido a impactos econômicos, sociais e ambientais causados pela demanda de energia (Grob, 2003).

A oportunidade de produção de energia renovável em países em desenvolvimento é um tema de relevância no contexto das mudanças climáticas. Portanto, um passo importante para reduzir os efeitos dos GEE é o desenvolvimento em processos sustentáveis, com foco em uma cadeia de produção de energia planejada, inteligente, eficiente (Ribeiro; Rode, 2016).

Em 2020 o setor de energia foi responsável por 74,7% das emissões de GEE no mundo, seguido pelo setor de agricultura com 12,4%, indústria com 6,6%, resíduos com 3,5% e mudança de uso do solo e florestas com 2,9% (Figura 4) (Climate Watch Data, 2023).

Figura 4 - Fontes de emissões GEE no mundo – 2020.



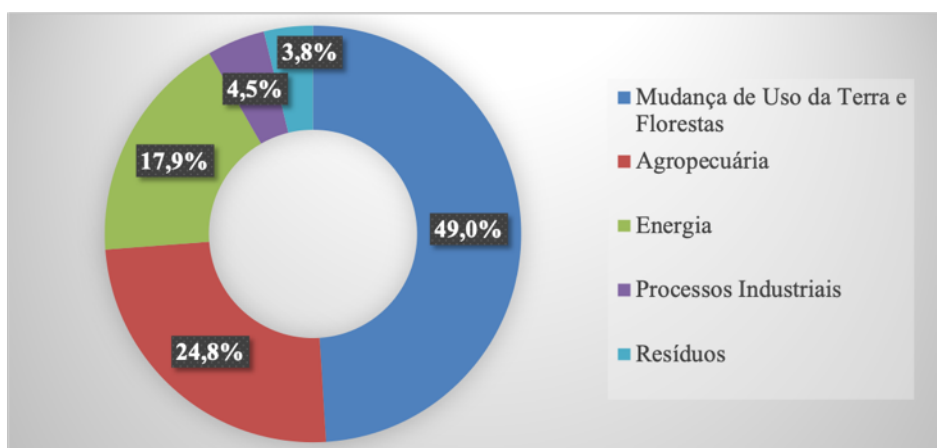
Fonte: Climate Watch Data (2023).

Dados de 2018, apresentados em estudo realizado por Teixeira *et al.* (2021) demonstram que a China é o maior emissor de CO₂e, sendo responsável por 23,9%, seguido pelos Estados Unidos com 11,8%, União Europeia com 6,8%, Rússia com 4,1%, Indonésia com 3,5% e Brasil com 2,9% das emissões. O dióxido de carbono equivalente (CO₂e) é uma unidade de medida usada para indicar o potencial de aquecimento global dos GEE, e que utiliza o CO₂ como gás de referência (CETESB, 2023).

Em contraponto com as fontes de emissões de GEE no mundo, de acordo com dados apresentados no Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG) para 2021, o setor com maior contribuição para emissões totais de CO₂e no Brasil está relacionado às mudanças de uso da terra e florestas representando 49% do total das emissões, seguido pela

agropecuária, responsável por 24,8%, o setor de energia com 17,9%, os processos industriais com 4,5% e o setor de resíduos com 3,8% (Figura 5) (SEEG, 2022).

Figura 5 - Emissões GEE no Brasil – 2021



Fonte: SEEG (2022).

Durante o período de 1990 a 2018, estima-se que houve um aumento de 11% nas emissões brutas de GEE do Brasil (SEEG, 2022), e em 2021 o Brasil emitiu 2,4 bilhões de toneladas de GEE, o que representa um aumento de 12,2% quando comparado ao ano 2020 (SEEG, 2023).

A energia oriunda de fontes renováveis pode ser produzida por meio de fontes hídrica, solar, eólica, geotérmica, oceânica, biomassa, térmica, dentre outras. Nestas duas últimas, os resíduos destacam-se como uma opção de matéria-prima, dentre os quais, destaca-se os resíduos provenientes das atividades agroindustriais e os RSU (Barragán-Escandón *et al.*, 2019b).

Observa-se que o setor de resíduos está incluído dentre os setores com emissões significativas de GEE e estas emissões são provenientes de diversos processos e componentes das etapas de gerenciamento dos resíduos, que vão desde a coleta até a destinação final (Yaman; Anil; Alagha, 2020). Mesmo correspondendo à menor parcela de emissões no Brasil (3,8%), o setor de resíduos, apresentou um crescimento de mais de 600% desde 1970 e de 95% entre 2000 e 2018 (Angelo; Rittl, 2019).

Segundo Islam (2018), a recuperação de energia é uma das opções para a destinação de RSU que além de reduzir a demanda por espaço, gera eletricidade e calor. Além disso, atua como garantia a benefícios climáticos ao evitar a energia baseada em combustíveis fósseis (Islam, 2018) contribuindo com a transição para uma cidade de baixo carbono (Sun *et al.*, 2018).

Os RSU podem ser considerados fonte de energia sustentável uma vez que são produzidos constantemente e em quantidade significativa, permanecendo disponíveis por longo

tempo na natureza (Gomes *et al.*, 2017). Os RSU são uma fonte valiosa de materiais recicláveis, e mesmo depois que parte dos materiais são destinados para reciclagem, os RSU restantes são uma fonte potencial de energia (Gholizade; Asadollahfardi, 2019). Porém, a inexistência de infraestrutura local adequada para a separação destes (Lopes *et al.*, 2021) torna o aproveitamento do RSU brasileiro deficiente, uma vez que é comumente acumulado em aterros sanitários ou lixões (Gonçalves; Santos; Macedo, 2015).

Os RSU são amplamente considerados como uma fonte heterogênea de energia, com inúmeras características que variam de acordo com a região geográfica e fatores socioeconômicos de sua origem (Amen *et al.*, 2021; Khan *et al.*, 2022). O uso de resíduos como fonte para geração de energia tem ganhado reconhecimento em todo o mundo, no entanto há vários fatores que dificultam a consolidação da recuperação energética dos resíduos, dentre os quais pode-se citar o alto custo de instalação e operação das plantas, apoio governamental e políticas públicas (Amo-Asamoah *et al.*, 2020).

Uma alternativa possível para resolução de problemas relacionados a busca de fontes alternativas de energia e a crescente geração de RSU é o uso deste material como fonte energética. Embora esta prática seja incentivada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos brasileira, o aproveitamento energético dos resíduos em larga escala ainda não é uma realidade no país (Santos *et al.*, 2019).

2.2 Gestão dos resíduos sólidos urbanos

O desenvolvimento econômico é sempre acompanhado de maior consumo de bens e serviços e consequente aumento da geração de resíduos sólidos (Psomopoulos, 2014). Os padrões de produção e consumo têm pressionado substancialmente o meio ambiente aumentando o risco de comprometimento da capacidade de absorção do planeta e a ameaça de rupturas na quebra da estabilidade ecológica (Silva *et al.*, 2019).

O Brasil é o 7º país mais populoso do planeta e, de acordo com dados de 2017 publicados pelo Banco Mundial, enquadrava-se como o 4º maior gerador de resíduos no mundo. O primeiro lugar na geração de resíduos era ocupado pelos Estados Unidos com 258 milhões de toneladas de resíduos gerados; seguido da China com 220,4 milhões de toneladas de resíduos, Índia com 168,4 milhões de toneladas e Brasil com 79,89 milhões de toneladas (Kaza *et al.*, 2018).

A previsão é de que a geração de resíduos nos países de alta renda cresçam menos até 2050. Isso porque a maioria desses países já atingiu um ponto de desenvolvimento econômico no qual o consumo de materiais está menos ligado ao crescimento do PIB. Por outro lado, os países de baixa renda deverão ter maior crescimento da atividade econômica e da população, portanto, espera-se que a quantidade de resíduos gerados seja até 3 vezes maior até 2050 (Sharma; Jain, 2020). De acordo com o Banco mundial, o aumento do volume e a mudança na composição do RSU, farão com que continuem a contribuir para o aumento das emissões de GEE e para a poluição local e global caso não haja uma de gestão adequada (World Bank, 2022).

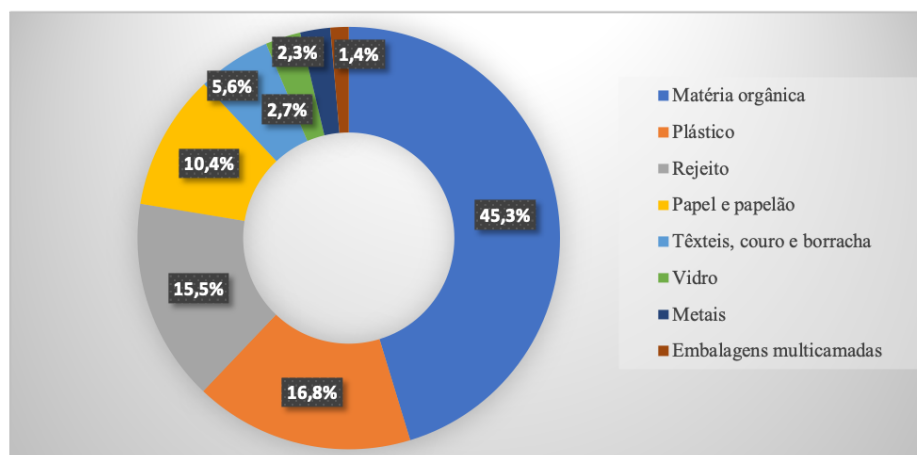
O crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e o consequente aumento da geração de resíduos, resulta em uma demanda cada vez maior de infraestrutura e serviços voltados para este setor. De acordo com Rajaeifar *et al.* (2017) a comparação geral dos dados mundiais sobre geração e gestão de RSU mostra que o volume gerado é fortemente proporcional ao crescimento da população e do Produto Interno Bruto (PIB).

Por definição, segundo a legislação brasileira, os RSU englobam os resíduos gerados nas atividades domésticas nas residências urbanas e na prestação dos serviços de limpeza urbana, como por exemplo varrição e limpeza de logradouros e vias públicas (Brasil, 2010). A Lei nº 12305 define os termos resíduo e rejeito. Resíduo sólido é o material, substância, objeto ou bem descartado resultante das atividades humanas em sociedade. E rejeito são os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de aproveitamento, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada. Os resíduos devem ter destinação ambientalmente adequada e somente rejeitos devem encaminhados para disposição final em aterros sanitários (Brasil, 2010).

A gestão dos RSU é particularmente complexa devido sua composição heterogênea que varia em função do local de produção, hábitos e cultura da população urbana que o gera (Wang *et al.*, 2020). Ainda, a gestão adequada destes resíduos é considerada como um dos elementos-chave na conservação ambiental e na mitigação da mudança climática global por meio da reciclagem de recursos e da recuperação de energia (Wang *et al.*, 2020) eliminando o desperdício e gerando recursos econômicos (Kundariya *et al.*, 2021). Este é um dos desafios cruciais para os países desenvolvidos e em desenvolvimento (Habib *et al.*, 2021) e envolve diferentes e complexos aspectos sociais, técnicos, econômicos e ambientais muito influenciados por fatores locais. Isto estimula um importante debate sobre qual pode ser a configuração mais sustentável dos elementos de gerenciamento de resíduos (Di Maria; Micale, 2014).

As práticas de gestão diferem dentro dos municípios, cidade, estados e países, e de modo similar, a composição dos RSU varia substancialmente entre os diferentes municípios do mundo, embora consistam de parcelas biodegradáveis e não-biodegradáveis (Nanda; Berruti, 2021). No Brasil a matéria orgânica representa a parcela mais significativa (45,3%) da composição gravimétrica do RSU (Figura 6) (Brasil, 2022a).

Figura 6 - Composição gravimétrica do resíduo sólido urbano brasileiro.



Fonte: Brasil (2022a).

A gestão de RSU não é uma atividade econômica para gerar renda, mas um serviço público que requer financiamento para a recuperação de custos. Independentemente das fontes, o financiamento é essencial para o funcionamento do sistema (World Bank Group, 2018) uma vez que a implementação em larga escala de tecnologias exige políticas econômicas e governamentais favoráveis (Khan *et al.*, 2022). Esta gestão é caracterizada como um processo complexo, pois inclui uma longa cadeia de etapas que vão desde a separação na fonte geradora, a coleta e destinação final (Xiao *et al.*, 2020), e pode-se iniciar ainda com a produção de bens de consumo, devido a acordos setoriais dentre outros compromissos para garantia da economia circular.

Um aspecto de grande visibilidade e interesse é a destinação do resíduo, que pode ser realizada empregando-se diferentes rotas tecnológicas. Dentre os fatores que influenciam a seleção de tecnologias para destinação dos RSU pode-se citar: quantidade de resíduo gerado, composição e características do resíduo, custo e disponibilidade de mão-de-obra local, adequação tecnológica e das condições financeiras e de infraestrutura (Campos, 2014; Fricke; Santen; Wallmann, 2005).

O aterro sanitário ainda é a principal instalação tecnológica utilizada, a nível global, para disposição de RSU (Trulli *et al.*, 2018). Mundialmente, em 2017, cerca de 37% dos resíduos eram depositados em algum tipo de aterro, 33% eram despejados abertamente, 19% passaram por recuperação de materiais por meio de reciclagem e compostagem e 11% foram incinerados (Kaza *et al.*, 2018). Com os atuais avanços tecnológicos, o confinamento de resíduos em aterros torna-se cada vez mais um modelo obsoleto, tanto do ponto de vista técnico quanto do econômico (Paula *et al.*, 2019).

Em 2021 das 65,6 milhões de toneladas de resíduos coletadas no Brasil, 64,1 milhões de toneladas foram encaminhadas para disposição final, sendo que 73,3% para os 669 aterros sanitários e 26,8% para as 2167 áreas de lixões ou aterros controlados (SNIS, 2022). De acordo com o Panorama do Saneamento Básico brasileiro, o potencial de materiais secos recuperáveis representa 30% (19,9 milhões de toneladas) da massa total de resíduos, e deste montante estima-se que 5,4% (1,07 milhão de toneladas) foram efetivamente recuperados (Brasil, 2021a).

É importante estudar diferentes estratégias para aproveitamento dos resíduos, uma vez que o desempenho das tecnologias pode ser aprimorado ao longo do tempo, e por isso é necessário o apoio a estudos de pesquisas e desenvolvimento, além de políticas de incentivos econômicos tendo em vista a disponibilidade de diferentes resíduos em diferentes países (Ardolino; Arena, 2019).

De acordo com Sharma e Jain (2020) é necessário examinar diversos fatores para a seleção de tecnologias de destinação de resíduos, dentre eles:

- a origem, a quantidade, a característica e classificação dos resíduos gerados;
- as formas de segregação e a localização das fontes geradoras;
- a disponibilidade de área, o custo e os níveis aceitáveis de risco técnico pela autoridade adquirente;
- requisitos para operação e gerenciamento, as vantagens e limitações da tecnologia e a capacidades e experiência do fornecedor da tecnologia;
- a aceitação social/política;
- o mercado para os produtos, o investimento e o custo de mão-de-obra;
- as normas e políticas ambientais;
- os impactos ambientais e a viabilidade da tecnologia.

Um aspecto ambiental chave na avaliação de tecnologias e estratégias de gerenciamento

de resíduos é a emissão de GEE ou pegada de carbono. É possível atribuir contribuições de aquecimento global ao dióxido de carbono biogênico no gerenciamento de resíduos, mas as condições de sequestro de carbono, bem como as condições de contorno do sistema, devem ser tratadas com precisão para obter resultados consistentes e confiáveis que sejam úteis na priorização de cenários alternativos de gerenciamento de resíduos (Christensen *et al.*, 2009a).

Em países economicamente mais desenvolvidos a gestão dos resíduos evoluiu gradualmente do foco de eliminação para a prevenção, reciclagem e recuperação. Vale ressaltar que condições de mercado por si só não suportavam estas políticas, e o uso de aterros sanitários era geralmente menos oneroso que recuperar materiais e energia, então, foi necessário criar um novo ambiente por meio de uma combinação de legislação mais robusta, instrumentos econômicos e regulação, fomentando um novo ambiente setorial e orientando o desenvolvimento das condições de mercado em apoio as novas políticas de resíduos, tornando-as implementáveis (World Bank Group, 2018).

Um exemplo foi o caso da União Europeia, em que a política de gestão de resíduos orientada para a implementação de prioridades no fluxo de destinação por meio de metas estabelecidas legalmente e com prazo determinado, levou os Estados membros a desenvolverem sistemas de gestão baseados em técnicas e tecnologias integradas, incluindo: coleta separada, instalações de reciclagem e tratamentos mecânicos, biológicos e térmicos (Di Maria *et al.*, 2020).

Já em países em desenvolvimento, fatores como a densidade populacional, aspectos socioeconômicos, questões culturais, gestão não planejada e ausência de políticas ambientais estruturadas geralmente impedem a gestão adequada dos RSU (Nanda; Berruti, 2021). Estes países, que ainda são considerados como estando no início da transformação do setor de resíduos, subestimam a necessidade de instrumentos regulatórios e incentivos econômicos, adotando ou copiando abordagens dos países desenvolvidos (World Bank Group, 2018). O sistema de gestão de resíduos nos países de baixa e média renda, que englobam a maioria dos países em desenvolvimento, enfrentam obstáculos como *déficit* de: desenvolvimento tecnológico; arcabouço legal apropriado; de sistemas integrados de gestão de resíduos e da ampliação do setor industrial relacionado ao gerenciamento dos resíduos (Rajaeifar *et al.*, 2017).

Um dos elementos que tem sido empregado na legislação europeia para impulsionar o uso de abordagens e tecnologias que reduzam o impacto ambiental é a tendência em estabelecer uma ordem de prioridade na gestão de resíduos, conhecida como hierarquia dos resíduos (Bassi; Christensen; Damgaard, 2017). Essa hierarquização concentra-se na prevenção da geração de

resíduos, preparação para reutilização, reciclagem, outros tipos de recuperação e eliminação (Pires; Martinho, 2019), exigindo uma mudança de paradigma, com menos foco no local de destinação e mais foco na qualidade e utilização de materiais e energia recuperados (Bassi; Christensen; Damgaard, 2017).

A heterogeneidade dos resíduos tem dado diretrizes para o desenvolvimento de novas tecnologias ou para a modificação das já existentes garantindo maior eficiência na destinação. As tecnologias de aproveitamento energético de resíduos, Waste-to-Energy (WtE), representam uma oportunidade ambiental e econômica. Caso as tecnologias e processos apropriados sejam aplicados, produtos valiosos podem ser obtidos, dentre eles o biogás, óleo líquido, carvão, etanol de 2ª geração, composto digerido, calor e vapor (Khan *et al.*, 2022), dentre outros combustíveis sustentáveis como o hidrogênio (H₂), bioquerosene de aviação (bioQAV).

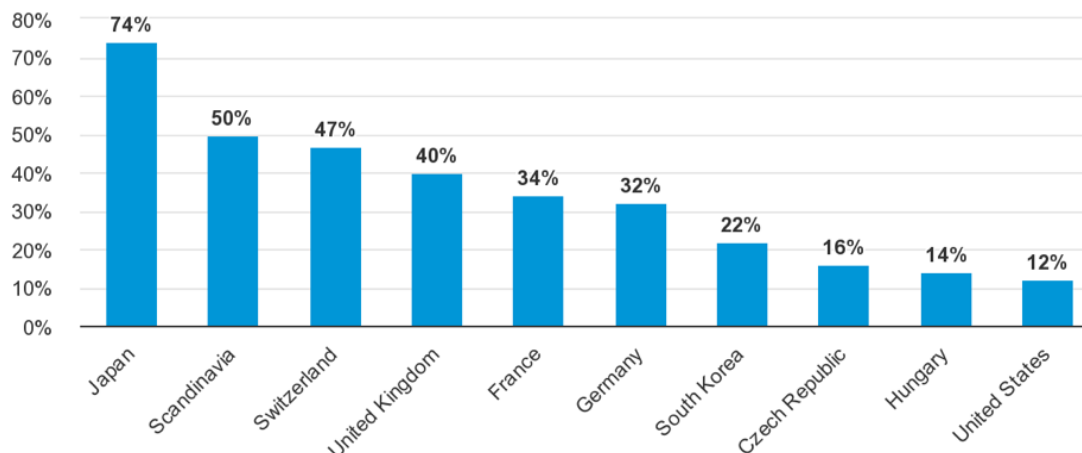
2.3 Tecnologias waste-to-energy e os combustíveis derivados de resíduos sólidos

Waste-to-Energy (WtE) refere-se a qualquer processo de tratamento de resíduos que gere energia sob a forma de eletricidade, calor ou na produção de combustíveis (EPA, 2022; Islam, 2018). A conversão de materiais residuais não recicláveis em eletricidade e calor gera uma fonte de energia renovável e reduz as emissões de carbono (EPA, 2022).

A maioria dos países desenvolvidos já incorporaram sistemas WtE tratando quantidades relevantes de resíduos, principalmente como forma de obter maior segurança energética. Entretanto, países em desenvolvimento como Índia, Brasil, Indonésia e México avançaram lentamente neste caminho devido ao orçamento insuficiente e as estratégias adotadas para o gerenciamento dos resíduos (Sharma; Jain, 2020).

As tecnologias WtE podem oferecer soluções sustentáveis para os resíduos, para os quais não há mais possibilidade de reutilização ou reciclagem (Bianco; Panepinto; Zanetti, 2022). A Figura 7 ilustra o percentual de energia recuperada dos RSU em diferentes países, no ano de 2021.

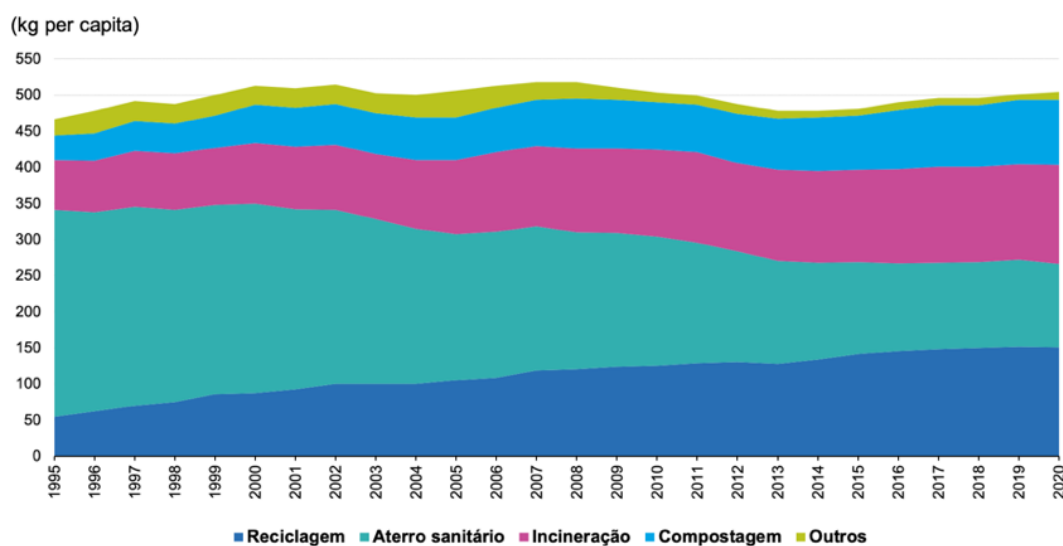
Figura 7 - Percentagem de energia recuperada de RSU via plantas de WtE em países selecionados.



Fonte: EIA (2021).

Desde que aplicada a hierarquia dos resíduos, as tecnologias WtE não concorrem com o aumento da reciclagem e compostagem dos RSU. Na Europa, de 1995 a 2020 a proporção de resíduos municipais reciclados e compostados cresceu de 12% e 7% para 30% e 18%, respectivamente. E no mesmo sentido a incineração apresentou aumento de 15% para 27%, sendo que o montante enviado para aterro passou de 61% para 23% (Figura 8) (Eurostat, 2022). Uma economia moderna de reciclagem depende de opções de tratamento ecologicamente corretas e acessíveis para os resíduos resultantes dos processos de reciclagem (Quicker; Consonni; Grosso, 2020).

Figura 8 - Tratamento de resíduos municipais – União Europeia – 1995-2020.



Fonte: Eurostat (2022).

De acordo com dados de 2019, a Europa possuía 499 plantas de WtE para destinação de resíduos não perigosos, que tratavam 99 milhões de toneladas de resíduos por ano, sendo a França o país com maior número de unidades, 124, ou seja 14,5% das plantas de toda a Europa (Cewep, 2022).

Nos EUA apenas 13% dos RSU eram utilizados para recuperação de energia. Existiam 86 instalações *WtE* que utilizavam principalmente tecnologias de queima do resíduo bruto (*mass burning*) e CDR, sendo estas concentradas no Nordeste do país (predominantemente em Nova York) e no Estado da Flórida. Para o resto do país, a maior parte dos RSU seguia sendo depositado em aterros sanitários equipados com recuperação de gás, a ser fornecido para residências ou utilizado para geração de eletricidade (Mukherjee *et al.*, 2020).

No Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) abre as possibilidades para o salto tecnológico e a introdução de tecnologias mais avançadas de recuperação de materiais e energia, de forma a reduzir a disposição em aterros sanitários (Saraiva; Souza; Valle, 2017).

As tecnologias *WtE* podem ser consideradas neutras em carbono quando se trata da combustão das frações biogênicas, tais como papel, madeira e resíduos alimentares. Obviamente, a combustão de resíduos plásticos liberará CO₂ fóssil, mas as emissões economizadas dos combustíveis fósseis são compensadas, e isto é relevante em instalações WtE de alta eficiência (Quicker; Consonni; Grosso, 2020).

Os principais desafios no desenvolvimento das tecnologias WtE incluem capital, custos operacionais e de manutenção da planta, controle das emissões atmosféricas, como dioxinas, furanos, óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), gases ácidos e outros GEE. Os subprodutos sólidos como cinzas volantes e carvão também devem receber a devida destinação caso não sejam aproveitados. Além disso, pode haver um aumento do total de custos caso haja a necessidade de tratamento prévio dos produtos para que possam ser utilizados, como por exemplo, a purificação do gás de síntese (*syngas*), gasolina de pirólise (*pygas*) ou biogás antes do uso na geração de eletricidade. Junto com os desafios técnicos, faz-se necessário levar em consideração a aceitação socioeconômica pelas comunidades locais e investidores ao mesmo tempo em que se avalia a viabilidade da tecnologia (Mukherjee *et al.*, 2020).

WtE abrange diferentes processos/tecnologias, dentre estes destacam-se (Bianco; Panepinto; Zanetti, 2022; Elmnifi *et al.*, 2018; Khan *et al.*, 2022; Papageorgiou; Barton; Karagiannidis, 2009):

- Biológicos: digestão anaeróbia, fermentação;

- Mecânicos: tratamento mecânico e/ou biológico para produção de CDR para aplicação de processo termoquímico e/ou separação da fração biodegradável para aplicação de processo biológico (digestão anaeróbia ou anaeróbia, biosecagem, por exemplo);
- Químicos: esterificação, transesterificação;
- Termoquímicos: pirólise, gaseificação, combustão, co-combustão.

Por tratamento térmico ou termoquímico entende-se qualquer processo de conversão termoquímica que ocorra, em geral, a temperaturas relativamente altas, causando modificações na estrutura química do material processado. Os RSU podem ser direcionados diretamente à *WtE*, ou podem ser pré-processados (Lombardi; Carnevale; Corti, 2015). A recuperação de energia por meio de tratamento termoquímico pode reduzir aproximadamente 90% do volume de RSU (Jimenez; Bereche; Nebra, 2019) e 75% de massa (Stehlók, 2012). O tratamento termoquímico além da recuperação de energia pode ser também uma tecnologia de reciclagem terciária e uma forma de transformar resíduo não reciclável em matéria-prima e emissões negativas (Porshnov, 2022).

A incineração/combustão é o tratamento termoquímico mais utilizado para diferentes tipos de resíduos (Lombardi; Carnevale; Corti, 2015), ainda que esta alternativa tenha desencadeado duras críticas nos anos 80 e 90, devido às emissões de poluentes atmosféricos. Como resultado, foram aplicados limites rigorosos de emissão neste setor e avanços nas tecnologias de tratamento de gases para controle da poluição atmosférica (Leme *et al.*, 2014).

A combustão do RSU, segundo Soares e Martins (2017), é um processo termoquímico de oxidação e o vapor produzido pode ser utilizado para gerar eletricidade ou ser usado diretamente em processo industrial. A capacidade de geração depende, dentre outros fatores, do poder calorífico do material. As instalações de incineração podem gerar entre 400 e 700 kWh por tonelada de RSU e ainda prevalece o uso de *mass burning* na qual os resíduos são incinerados à medida que chegam, sem pré-tratamento ou processamento. Não há usinas de incineração de RSU com recuperação de energia em escala comercial no Brasil, embora haja projetos em andamento.

A co-incineração ou coprocessamento, diferencia-se da incineração pois consiste em processar o resíduo com outro combustível em processos de co-combustão. No entanto, o RSU utilizado deve ser previamente processado para que atenda a parâmetros como poder calorífico inferior (PCI), umidade, teor de cloro e teor de mercúrio, por exemplo. O termo coprocessamento é normalmente aplicado a queima dos resíduos no forno rotativo de produção de clínquer em cimenteiras. As condições específicas deste processo favorecem o uso de combustível alternativo produzido a partir dos RSU, como alta temperatura, ambiente alcalino,

atmosfera oxidante, ótima mistura de gases e produtos, e tempo de residência superior a 2 segundos (Paula *et al.*, 2019).

A queima do resíduo bruto colabora com o não cumprimento da hierarquia dos resíduos. Assim, a implementação de coleta diferenciada e uso de instalações para recuperação de materiais antecedendo os processos termoquímicos pode ser uma forma eficaz de aumentar os índices de reciclagem e promover a produção de um combustível derivado de resíduos (CDR) a partir dos RSU e de outros resíduos não perigosos.

2.3.1 *Produção do CDR*

A reciclagem dos materiais encontrados nos RSU é preferível à recuperação de energia, entretanto, partes dos resíduos são rejeitadas e enviadas para aterros sanitários (Tiburcio *et al.*, 2021). Estas frações de RSU que não são adequadas para reciclagem podem ser processadas para produção de CDR e serem utilizadas como combustível em fábricas de cimento ou de cogeração de energia (Jewiarz *et al.*, 2020).

Assim, o CDR é uma fração selecionada de RSU com alto poder calorífico, contendo principalmente papéis, plásticos, têxteis, madeira e borracha, produzidos a partir de uma fração separada (Stępień *et al.*, 2019) em instalações de recuperação de materiais (*material recovery facilities - MRFs*).

MRFs são instalações de triagem especializadas divididas em 2 tipos: *dirty MRF* ou *dMRF* que se refere a linha suja, na qual o resíduo não é separado na fonte ou não recebe beneficiamento prévio antes de entrar no processo; e outra conhecida como *clean MRF* ou *cMRF*, a qual trata-se da linha limpa, ou seja, que recebe resíduos segregados na fonte geradora. Essa segregação prévia garante o recebimento somente da fração reciclável proveniente da coleta seletiva (Asian Development Bank, 2013).

O resíduo segregado na fonte geradora pode resultar em um combustível alternativo com melhor qualidade ao processo de queima, proporcionando a redução dos metais pesados nas cinzas volantes, melhor qualidade dos gases de combustão, além de aumentar o poder calorífico, e consequentemente, em uma melhor eficiência de recuperação de energia (Chang; Chen; Chang, 1998).

Dentro das *MRFs* a ordem na qual as etapas de produção de CDR são organizadas diferenciam-se dependendo do tipo de resíduo que é tratado, das metas de reciclagem de cada planta, propriedades exigidas para o produto final e como os equipamentos disponíveis se unem para alcançar maior eficiência (Chang; Chen; Chang, 1998; Hernandez-Atonal *et al.*, 2007).

As *MRFs* podem ser aplicadas com diferentes graus de tecnologia e permitem a separação das diferentes frações que compõem os resíduos (Lima *et al.*, 2018) utilizando processamentos físicos de triagem (Cimpan *et al.*, 2015) e/ou biológicos (Tsilemou; Panagiotakopoulos, 2007).

A presença de *MRFs* dotadas de sistemas de tratamento mecânico (TM) ou tratamento mecânico e biológico (TMB) está plenamente estabelecida em algumas regiões, como a América do Norte e Europa, e possuem viabilidade ambiental em um contexto brasileiro.

A etapa de tratamento mecânico nas *MRFs* pode incluir processos de classificação, peneiramento, secagem, redução de tamanho, condicionamento e armazenamento, a fim de garantir melhores características de manuseio e homogeneidade ao material (Luz *et al.*, 2015) utilizando técnicas de processamento físico, tais como combinações de processos mecânicos e pneumáticos, baseados em sensores e algum grau de triagem manual, bem como controle de qualidade (Cimpan *et al.*, 2015).

Para remover os metais eficientemente é importante aplicar a separação magnética (e separação por corrente de Foucault, se necessário) após cada etapa de redução de tamanho. O ferro (Fe), em particular, tende a ser fortemente embutido em uma matriz de resíduos do tipo *fluff* e a separação do metal é muito mais fácil após reduzir a estrutura dos resíduos (Lorber; Sarc; Aldrian, 2012). *Fluff* refere-se aos resíduos triturados (Mancini; Tamma; Viotti, 2010).

O TMB combina processos mecanismos de separação das frações dos resíduos e tratamento biológico (Bayard *et al.*, 2010; Cimpan *et al.*, 2015). Estes processos podem ser modulares, com vários graus de automação e correspondentes requisitos de trabalho manual, adequando-se a várias situações locais. No entanto, deve-se considerar que para processos mais avançados, faz-se necessário investimentos para instalação, manutenção e operação do processo (Lima *et al.*, 2018).

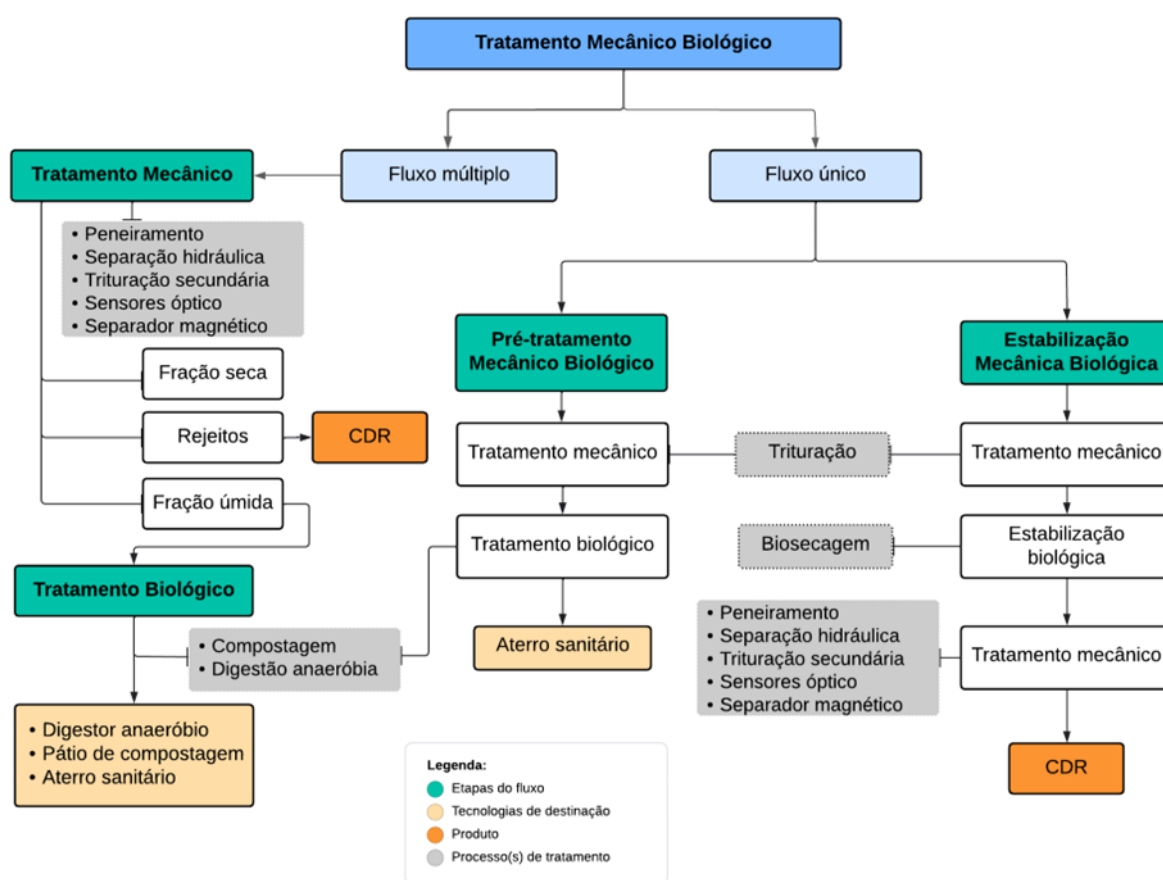
Há uma grande variação nos projetos das *MRFs* e nas configurações do processo devido às diferenças regionais, como a composição dos resíduos de entrada, tamanho da planta, disponibilidade de mão-de-obra manual e estruturas regulatórias. Informações detalhadas sobre balanços de massa, eficiência do processo e qualidade de saída das plantas de separação de resíduos misturados são escassas na literatura científica (Cimpan *et al.*, 2015).

A principal condição para um processo adequado é uma combinação da recuperação de materiais para a produção de novas matérias-primas, evitando o descarte em aterros e garantindo a produção de CDR para a recuperação de energia (Gadaleta *et al.*, 2022). De acordo com Longo, Cellura e Girardi, (2020) e Passamani, Ragazzi e Torretta, (2016) estas plantas podem ser divididas em (Figura 9):

- Estações de tratamento de múltiplos fluxos: um pré-tratamento mecânico dos resíduos permite separar as diferentes frações e posterior processamento de cada uma dessas frações, neste caso, tem-se inicialmente o tratamento mecânico para posterior tratamento biológico;

- Estações de tratamento de fluxo único: todos os resíduos que entram na unidade passam por um tratamento biológico, enquanto que o tratamento mecânico é feito por uma simples trituração dos resíduos sem a separação preliminar da fração seca e úmida.

Figura 9 - Produção de CDR - Fluxos nas estações de tratamento mecânico e biológico.



Fonte: Adaptado de: Chang; Chen; Chang (1998); Dębicka; Zygadło; Latosińska (2017); Di Maria *et al.* (2020); Donovan *et al.* (2010); Grosso *et al.* (2016); Hernandez-Atonal *et al.* (2007); Kara (2012); Lombardi; Carnevale; Corti (2015); Longo; Cellura; Girardi (2020); Montejo *et al.* (2011); Passamani; Ragazzi; Torretta (2016); Ranieri *et al.* (2017);

Os processos específicos em uma planta de TMB de uma planta de múltiplos fluxos variam muito, mas o processo básico tem como objetivo separar componentes biodegradáveis e não-biodegradáveis por meio da triagem mecânica e processar a fração de resíduos orgânicos por meio da compostagem, da digestão anaeróbia ou biosecagem (Dębicka; Zygadło; Latosińska, 2017; Donovan *et al.*, 2010).

Esta etapa é realizada por equipamentos capazes de selecionar diferentes materiais (Lombardi; Carnevale; Corti, 2015). A separação é realizada em três frações: biodegradáveis (fração úmida), recicláveis e rejeitos. A fração úmida é destinada aos aterros sanitários (Lombardi; Carnevale; Corti, 2015), com ou sem recuperação energética. A obtenção da fração combustível se dá pelo processamento do rejeito para produção de CDR (Di Maria *et al.*, 2020).

O processo descrito por Chang, Chen e Chang (1998) se inicia em um equipamento rasga saco e, posteriormente, passa por separador magnético. O fluxo segue para trituração e vai para um classificador de ar, para separação de inertes. Os materiais leves são enviados para a peneira trommel que pode separar o material em 3 tamanhos diferentes de partículas, sendo os dois maiores tamanhos, adequados para produção de CDR.

Kara (2012) estudou um processo com as seguintes etapas: o RSU é triturado e segue para um separador magnético. Em seguida é enviado a um separador balístico para remoção dos resíduos com baixo poder calorífico. O restante do material residual é peneirado para remover as frações recicláveis, as frações inertes e as frações finas úmidas putrescíveis antes da pulverização do material. A parte livre de metal passa por uma nova trituração para ser reduzida a um tamanho apropriado usado nas fábricas de cimento.

Montejo *et al.* (2011) coletaram amostras em um processo de TMB que consiste nas seguintes etapas: separação manual de elementos volumosos e remoção da matéria orgânica em peneiras rotativas (fração <80 mm). A fração orgânica vai para compostagem ou digestores anaeróbios. Os materiais com granulometria superior a 80 mm passam por seleção manual para retirada dos recicláveis, passam por separadores magnéticos e os rejeitos deste fluxo é encaminhado para aterro sanitário. Neste sistema não há produção de CDR. O sistema estudado por Trulli *et al.* (2018) também não produz CDR, mas é composto por rasga saco, peneiramento para separação da fração biológica para tratamento.

Já nas plantas de tratamento de fluxo único tem-se: pré-tratamento mecânico biológico (PMB) ou estabilização mecânica biológica (EMB), que são caracterizadas por diferentes tecnologias e quantidades de saídas como CDR, metais e material inerte. O PMB tem como objetivo maximizar a produção de material orgânico estável para aterramento, enquanto que a EMB tem como objetivo maximizar a produção de CDR (Bassi; Christensen; Damgaard, 2017).

Já os processos estudados por Grosso *et al.* (2016), Hernandez-Atonal *et al.* (2007) e Ranieri *et al.* (2017) são processos de fluxo único, mas para os dois últimos casos o resíduo urbano tem coleta diferenciada e só o material da coleta convencional é enviado para o TMB. A primeira etapa é a abertura dos sacos de armazenamento dos resíduos, por meio do processo de trituração. Somente para o processo descrito por Ranieri *et al.* (2017) há um separador

magnético após essa fase, para retirada dos materiais ferrosos. Posteriormente, os resíduos triturados são encaminhados para biosecagem e, sob condições aeróbicas, ocorre um processo de degradação da matéria orgânica presente no RSU. O material enviado para a linha de produção de CDR é passado por etapas de peneiramento, separação hidráulica, trituradores secundários, sensores ópticos e separador magnético.

O tratamento biológico nas plantas de TMB converte a matéria orgânica em um material mais estável (Passamani; Ragazzi; Torretta, 2016) e aplicação da digestão anaeróbia ou da biosecagem podem ser fonte de geração de energia produzindo biogás ou CDR, respectivamente (Cimpan; Wenzel, 2013; Rada; Andreottola, 2012). Šuhaj *et al.* (2019) afirmam que até 40% dos RSU podem ser convertidos em CDR.

O TMB tem potencial colaborar com a redução do impacto ambiental dos aterros seja pela redução das emissões seja pelo ganho de vida útil (Donovan *et al.*, 2010; Gioannis *et al.*, 2009; Morais *et al.*, 2008; Pan; Voulvoulis, 2007) já que a taxa de produção de gás é cerca de 90% menor do que para os resíduos não tratados e o volume a ser depositado em aterro pode diminuir em até 60%. Adicionalmente, a contaminação por substâncias orgânicas, demanda química de oxigênio (DQO) e o nitrogênio total no lixiviado tem potencial de redução em até 80 a 90% (Kulhawik, 2016; Leikam; Stegmann, 1999; Münnich; Mahler; Fricke, 2006).

Münnich, Mahler e Fricke (2006) instalaram um projeto piloto na cidade do Rio de Janeiro e concluíram que a tecnologia pode ser usada com sucesso em países em desenvolvimento, com resultados econômicos, sociais e ambientais importantes. Um processo de TMB também foi utilizado de forma experimental no município de Estrela, no Estado do Rio Grande do Sul, no Brasil. O sistema montado adotou uma tecnologia simples e de baixo custo, aumentando a vida útil e reduzindo custos operacionais ao estabilizar os resíduos aterrados e aumentar a vida útil do aterro por meio da promoção de recuperação de materiais recicláveis e produção de CDR (Bezama *et al.*, 2007). Ambos os estudos tinham como objetivo avaliar transferência de tecnologia do processo, averiguando sua eficácia para as condições brasileiras. Velis *et al.* (2010) ressaltam que é importante a implementação e controle de padrões de qualidade do CDR e que o TMB é uma opção potencial para países em desenvolvimento ambiental como o Brasil.

O CDR é produzido a partir da reciclagem de resíduos com potencial energético e não adequados para os processos tradicionais de reciclagem, seja pela presença de sujidades, contaminação ou devido a seus custos logísticos (Chaves *et al.*, 2022).

Na produção de CDR o tipo e a natureza do fluxo de resíduos de entrada influenciam a qualidade do produto combustível. Para produção pode-se utilizar resíduos comerciais,

industriais, de construção e demolição, e RSU (Nasrullah *et al.*, 2017). No setor de gestão de resíduos há interesse crescente também pela mineração de aterros sanitários com operação já encerrada. Neste caso, a extração e processamento de resíduos poderia ser alinhado a estratégia de recuperar materiais combustíveis para produção de CDR (Rada, 2016; Zhao *et al.*, 2016).

O CDR é um material de valor agregado com um tamanho de partícula homogêneo (Hernandez-Atonal *et al.*, 2007), formado por fragmentos de cerca de 4 cm. É um material leve e que possui umidade inferior a 20%. Vem crescentemente sendo aplicado como combustível para a indústria de cimento, entretanto, seu poder calorífico é inferior ao do coque de petróleo, de modo que para substituições de energia neste processo deve utilizar uma quantidade de CDR superior à de coque (Conesa; Rey, 2015).

O poder calorífico do CDR é de cerca de 4000 kcal.kg⁻¹ e o motivo deste valor é a presença de plástico, papel e papelão. O principal problema relativo ao uso do CDR por fornos de cimento é o teor de cloro (Kara, 2012). O CDR obtido após processos realizados em plantas TMB tem o dobro de poder calorífico inferior, maior conteúdo de frações combustíveis e menos umidade do que o RSU, portanto, o CDR pode ser considerado um combustível com melhores características quando se comparado ao RSU. Além disso, a queima de RSU bruto implica na perda dos materiais recicláveis que poderiam ser recuperados nas plantas de TMB, o que contradiz as políticas de resíduos. Apesar da remoção mecânica que ocorre nas plantas por meio de peneiras trommel, a matéria orgânica ainda se faz presente no CDR (Montejo *et al.*, 2011).

O CDR pode ser comercializado em variados tamanhos e formas, que influenciam no manuseio e nas propriedades de combustão, dentre eles: chips (lascas), material triturado (*fluff*), combustíveis densificados (ex.: pellet ou briquete), fardos, torta fibrosa (torta preparada com resíduo fibroso de desaguamento), flocos e pó (CEN/TS, 2020a). Os CDRs no formato *fluff* e de pellets são os mais citados na literatura (Hernandez-Atonal *et al.*, 2007; Kara, 2012; Lee *et al.*, 2020; Marsh *et al.*, 2007; Rigamonti; Grosso; Biganzoli, 2012; Robinson *et al.*, 2016; Tripathi; Rao, 2022).

Para o CDR tipo *fluff* não há uma aglutinação das partículas, o material é comercializado solto (Choi *et al.*, 2012). O pellet geralmente possui formato cilíndrico com diâmetro inferior a 25mm e o briquete tem formato de bloco ou cilindro com diâmetro superior a 25mm (CEN/TS, 2011a).

A densificação, processo mecânico de aglutinação das partículas realizado por meio de compressão mecânica do material solto para moldá-lo em um tamanho e forma específicos (CEN/TS, 2020a). Este processo apresenta vantagens, como maior densidade energética, maior regularidade térmica (facilita a operação de sistemas de conversão), facilidade de transporte e

armazenamento logístico (menores custos devido à maior massa de combustível por unidade de volume) (Pilissão *et al.*, 2021).

Em muitos países é cada vez mais difícil encontrar locais adequados para implantação de novos aterros sanitários que sejam aceitos pela população. Estas circunstâncias podem ser encontradas em todo o mundo e tornam necessárias novas estratégias para a gestão de resíduos. Portanto, a reciclagem e a redução do volume dos resíduos a serem dispostos são componentes das modernas estratégias de gerenciamento de resíduos (Fricke; Santen; Wallmann, 2005). Além disso há a demanda de alteração de uso do solo e alteração da paisagem natural, por meio de desmatamento, por exemplo, influenciando nas emissões de GEE.

Assim, o futuro da aplicação de CDR em escala global parece ser uma perspectiva promissora que é suplementada pela urgência em resolver uma das crises ambientais iminentes da humanidade: as mudanças climáticas. Atualmente, o desenvolvimento de instalações de CDR está concentrado em países como os EUA, Europa, China, Japão e Índia e as barreiras de consolidação do uso deste material nos países em desenvolvimento tendem a ser maiores devido à falta de fundos de investimento disponíveis, formas de gestão, políticas governamentais defasadas ou inexistentes, e falta de conscientização pública (Yang *et al.*, 2021).

A produção de CDR se torna uma opção viável quando as plantas industriais adaptadas para sua co-combustão estão disponíveis a uma distância razoável, e quando fatores relacionados as mudanças climáticas são alvo de prioridade (Grosso *et al.*, 2016). Em estudo realizado no âmbito do Plano de Saneamento (PLANSAB) do Brasil é indicado que as distâncias entre o centro gerador de resíduos, a planta de produção de CDR e os consumidores desse combustível estejam dentro de um raio de cerca de 150 km para que haja viabilidade da produção do CDR, uma vez que grandes movimentações a grandes distâncias, impactam negativamente na competitividade econômica do combustível (Brasil, 2021b; Paula *et al.*, 2019).

2.3.2 Uso do CDR

O CDR pode ser utilizado como fonte alternativa para a geração de energia elétrica e/ou térmica em usinas específicas (usinas de resíduos para energia, termelétricas, usinas de aquecimento urbano) ou em processos em que é usado na co-combustão com carvão ou com qualquer biomassa com combustíveis tradicionais (usinas termoeletricas, usinas de cimento, usinas de produção de cal, usinas siderúrgicas) (Lima *et al.*, 2019; Longo; Cellura; Girardi, 2020). Alguns países que substituem o carvão por CDR, reduzem a emissão de CO₂ em 40%, e

diminuem a quantidade de RSU enviados a aterros sanitários em mais de 50% (Yang *et al.*, 2021).

O CDR é um combustível que pode ser usado como um substituto para o combustível fóssil convencional (Reza *et al.*, 2013). A indústria de cimento é uma das maiores do mundo (Bourtsalas *et al.*, 2018) e a possibilidade de uso do CDR em cimenteiras não é algo tão recente e vem sendo avaliado e considerado por diversos pesquisadores (Christensen *et al.*, 2009b). Isso se deve ao fato de que o consumo de energia representa 30% do custo total de produção e para reduzir estes custos tem sido empregado os combustíveis alternativos (Lamas; Palau; Camargo, 2013). Tipicamente, cerca de 3 a 5 MJ de energia térmica são usados para produzir um quilo de clínquer. O processo de cimento incorpora as cinzas residuais do combustível alternativo no clínquer final, resultando assim na recuperação tanto de energia quanto de materiais (Bourtsalas *et al.*, 2018).

Miličić (2012) concluiu que há viabilidade ambiental de uso do CDR em cimenteiras em um estudo realizado no Canadá, e assim como Güereca, Torres e Juárez-López (2015), com uma percentagem de substituição de 20% do coque de petróleo. Já Kara (2012) demonstrou que a substituição do coque de petróleo atende aos requisitos de conformidade com uma taxa de substituição de até 15%, mas que estes fatores estão ligados as instalações tecnológicas da fábrica.

Fyffe *et al.* (2016) verificaram que o uso do CDR reduz as emissões de CO₂ em pelo menos 1,4%, mas ressalta que a localização das instalações de produção de CDR pode aumentar ainda mais os benefícios do uso de CDR, reduzindo os requisitos de transporte. Estudo conduzido por Samolada e Zabaniotou (2014) na Grécia demonstraram que o uso de CDR em fornos de cimento é mais sustentável em comparação com a construção de nova planta dedicada à produção de eletricidade (termelétrica) devido aos custos e eficiência energética.

No geral a maioria dos estudos sobre produção e uso de CDR realizados no Brasil são baseados em Avaliação dos Ciclos de Vida (ACV) para diferentes cenários de gestão de RSU. O objetivo da maioria dos estudos de ACV é a comparação de diferentes opções de tratamento e gerenciamento de RSU (Liikanen *et al.*, 2017).

Reichert e Mendes (2014) identificaram que o cenário com utilização de CDR apresentou benefício ambiental em todos os indicadores estudados em função da substituição de outras fontes de combustível para geração de energia. No estudo conduzido por Lima *et al.* (2018) o cenário com TMB resultou em menores impactos ambientais quando associado a atividade de recuperação de materiais e a produção de CDR para uso em cimenteiras. Liikanen *et al.* (2018) mostraram que os impactos ambientais da gestão de RSU na cidade de São Paulo

podem ser efetivamente reduzidos pelo emprego de digestão anaeróbia e TMB, desde que o CDR produzido seja utilizado na produção de cimento.

O estudo de Lima *et al.* (2019) na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, demonstrou que uso do TMB, para triagem de recicláveis e produção de CDR a serem utilizados na indústria cimenteira, possui alto potencial de externalidades ambientais positivas e o estudo conduzido em Brasília por Silva, Contreras e Bortoleto (2021) concluiu que cenários com apenas produção de CDR, sem o uso do mesmo, aumentam a demanda de energia e emissões totais de GEE. Entretanto, estes autores demonstram que o uso do CDR para substituição de combustíveis fósseis proporciona ganhos ambientais devido a reduções de emissões.

Observa-se que o mercado final do CDR é fator determinante para a economia global de emissões de GEE em termos de desempenho de sistemas de mecanizados de recuperação de materiais (Christensen *et al.*, 2009b; Papageorgiou; Barton; Karagiannidis, 2009).

No que tange a estudos brasileiros específicos sobre CDR produzido a partir de RSU, Piaia (2021) avaliou energeticamente e economicamente a viabilidade da produção de CDR a partir dos rejeitos das Associações de Catadores de Materiais Recicláveis do município de Florianópolis, em Santa Catarina, e concluiu que há viabilidade de uso deste rejeito, apesar dos teores de cloro e mercúrio não atenderem os padrões da legislação de São Paulo. Neste estudo ainda foi realizada comparação de emissões com cenários de substituição do coque de petróleo por resíduos municipais em fornos de produção de cimento, no entanto, o CDR difere-se em diversos aspectos do RSU, o que dificulta realizar afirmações assertivas sobre a temática. Em Santo André, São Paulo, Tiburcio *et al.* (2021) avaliaram positivamente o uso de rejeitos de um centro de triagem de resíduos recicláveis como CDR.

Já Guedes (2022) apresentou dados referentes a determinação de poder calorífico inferior (PCI) e umidade de amostras do CDR, produzido a partir de RSU, da Central de Tratamento de Resíduos Pernambuco, com bons resultados para poder calorífico inferior (PCI) entre 17,1 MJ.kg⁻¹ e 23,3MJ.kg⁻¹ e teores de umidade elevados, entre 61,7% e 63,2%. Este autor ainda realizou ACV demonstrando o potencial de contribuição do CDR na redução das emissões de GEE quando utilizado em fornos de cimento.

Torres (2023) alcançou resultados positivos para aplicação de tratamento térmico de resíduos que equiparam-se a RSU (resíduos comerciais e prestação de serviços), sem triagem prévia, a temperaturas entre 150° e 250°C em uma planta piloto de gaseificação com capacidade de processamento de 1 tonelada de resíduo por batelada com o objetivo de redução da umidade e da biodegradabilidade do material em atmosfera não inerte de forma a desidratar e densificar o RSU melhorando as propriedades para utilização como CDR que apresentou-se dentro dos

padrões da norma brasileira e europeia, mas no que tange as emissões atmosféricas, os resultados não foram positivos para os parâmetros material particulado (MP) e monóxido de carbono (CO). Quando aplicado no coprocessamento em fornos de produção de clínquer e em um gaseificador para produção de gás de síntese o produto apresentou resultados bem sucedidos.

O coprocessamento ou co-incineração de resíduos já é praticado pela indústria cimenteira no Brasil há mais de 20 anos e, atualmente, cerca de 2 milhões de toneladas de resíduos são coprocessados anualmente, sendo que os combustíveis alternativos representam 44% do total de resíduos coprocessados. O CDR produzido a partir de RSU representa 2,75%, em Kcal.kg^{-1} , dos combustíveis alternativos empregados na indústria cimenteira brasileira, e, desde 2019, é consumido em fábricas de São Paulo e Paraíba (ABCP, 2021).

O Roadmap Tecnológico do Cimento, que trata do potencial de redução das emissões de carbono da indústria brasileira do cimento até 2050, propõe reduzir a intensidade carbônica em 33% neste período. Para isso, o uso de combustíveis alternativos que em 2014 foi de 15% deve ser de pelo menos 55% até 2050, resultando em uma redução cumulativa de 55 Mt de CO_2 . O uso de RSU (17% de substituição) e outros resíduos sólidos não perigosos (outros 17%), representam a maior parcela de previsão substituição dentre os combustíveis alternativos (Visedo; Pecchio, 2019). O setor vem apresentando avanços positivos uma vez que a meta estabelecida para 2020 era uma substituição de 22% de coque de petróleo por combustíveis alternativos e o setor atingiu 28% (ABCP, 2021).

Os setores industriais de uso intensivo de energia - como a produção de cimento e cal - e as usinas de energia movidas a carvão podem ser destacados como os principais usuários finais esperados do CDR, pelo menos na maioria dos países europeus (Martignon, 2020), e no Brasil, o foco de aplicação desse combustível ocorre nos fornos de produção de clínquer nas cimenteiras.

No entanto, há outras possibilidades de utilização do material em processos como pirólise e gaseificação que promovem a recuperação do valor químico, gerando outros produtos (Bhatt *et al.*, 2021) como carvão, óleos e gás de síntese. A tecnologia de gaseificação de CDR também pode representar uma alternativa futura para a produção global de hidrogênio (Smoliński *et al.*, 2022). A incineração (combustão e co-combustão) é o processo mais comumente aplicado e um dos fatores que justificam esse cenário é que esse processo tem uma melhor viabilidade econômica do que a gaseificação, no entanto, as emissões geradas no primeiro processo são muito maiores do que as do segundo (Jimenez *et al.*, 2017).

Na Tabela 1, há algumas referências sobre parâmetros de entrada em diferentes tipos de

tratamentos térmicos de resíduos. Em geral, a literatura não apresenta os requisitos mínimos para o CDR como combustível adequado para uso em gaseificação ou pirólise. Os estudos se concentram em determinar o desempenho do equipamento, as emissões geradas e a qualidade dos produtos, como, por exemplo, o gás de síntese. Além disso, o sistema é projetado ou estudado de acordo com as características do resíduo utilizado como combustível.

Apenas Abegás (2019) e Paula *et al.* (2019) (Tabela 1) se referem aos parâmetros de entrada dos processos que utilizam tratamentos térmicos. Ambos se referem a processos aplicados no Brasil, sendo o primeiro a gaseificação e o segundo a incineração em fornos de produção de clínquer. É possível observar que os parâmetros comuns exigidos pelos processos são: teor de umidade, poder calorífico e tamanho de partícula.

No processo de fabricação de clínquer, a utilização de CDR pode afetar e induzir problemas operacionais no forno, dependendo da qualidade do combustível. (Liedmann *et al.*, 2017) observaram que as partículas grandes de CDR promovem ignição retardada e conversão térmica lenta, resultando em uma grande quantidade de partículas que caem no leito de clínquer insuficientemente convertidas, podendo diminuir as temperaturas do gás e causar problemas de qualidade do cimento.

Na gaseificação, as concentrações de umidade (Násner *et al.*, 2017), C e H são parâmetros importantes, pois afetam principalmente o valor de aquecimento do gás de síntese produzido (Vounatsos *et al.*, 2016). Para o ajuste, o teor de umidade pode sugerir a necessidade de pré-secar o combustível antes de alimentá-lo no gaseificador (Niu *et al.*, 2013; Vounatsos *et al.*, 2016). A umidade também afeta o consumo de energia térmica, e a alta porcentagem de teor de cinzas do CDR pode afetar a eficiência e a vida útil do equipamento (Vounatsos *et al.*, 2016). Durante o processo de gaseificação, a maior quantidade de voláteis na parcela de CDR aumenta a concentração de metano e a quantidade de hidrocarbonetos superiores no gás de síntese (Langner *et al.*, 2023).

O alto teor de voláteis e baixo teor de cinzas e umidade do material são indicativos de que há viabilidade para a recuperação de energia usando tecnologias de pirólise. Especialmente, o alto teor de cinzas afeta a conversão e o rendimento do produto, juntamente com os custos operacionais durante o processo de pirólise (Özsın; Pütün, 2019).

Desta forma, a Tabela 1 apresenta uma dimensão sobre a possibilidade de exploração deste combustível alternativo e como as pesquisas têm sido conduzidas neste sentido. Nota-se, portanto, as possibilidades e oportunidades de uso deste combustível em diferentes processos de tratamento térmico em um mercado que requer cada dia mais a participação de combustíveis alternativos e sustentáveis.

Tabela 1 - Parâmetros de resíduos utilizados como combustíveis em tecnologias de tratamento térmico na literatura.

Tecnologia/ processo	Combustível	Teor de umidade (%)	Materia l volátil	Carbon o fixo	Cinzas	Parâmetros						Poder Calorifi co (MJ.kg ⁻¹)	Tamanho da partícula (mm)***	Produtos	Referência
						C	H	O	N	S	Cl (%)				
Gaseificação	RSU	15,7 (pré- tratado)										14,35*	150	Gás de síntese	(Jimenez <i>et al.</i> , 2017) ¹
	RSU	51,7	42,2	11,1	46,7	55,2	2,72	38,53	1,95	1,4		9,7*			(Shehzad; Bashir; Sethupathi, 2016) ¹
	RSU	48	46,15	7,7	46,15	30,77	4,62	17,3	0,77	0,39		13,076*			(Chen <i>et al.</i> , 2013) ¹
	RSU	40-50												Eletricidade, CH ₄ , Hidrogênio, etanol	(Wilson <i>et al.</i> , 2013)
	Peletts de RSU	3,8	77,54	8,72	13,74	50,71	6,13	29,14	0,14	0,14		21,08** /19,76*		Gás de síntese	(Bhoi <i>et al.</i> , 2018)
	RSU	2,36	77,76	14,16	5,94							15,15**		Gás de síntese	(Mujiarto <i>et al.</i> , 2021)
	CDR de RSU	17				57	7	35				14,6*			(Ferreira <i>et al.</i> , 2021)
	Peletts de CDR	4,1	80,5	10,2	9,3	55,3	7,9	26,3	0,5	0,1	0,7	23,9*	15		(Almeida <i>et al.</i> , 2021)
	Briquetes de CDR	3,25	54,23	15,1	27,42							22,15*		Gás de síntese	(Mujiarto <i>et al.</i> , 2021)
	CDR	26,8	64,9	2,4	5,9	45,77	5,96	38,56	1,16	0,05	0,43	19,28** /12,5*			(Vounatsos <i>et al.</i> , 2016) ¹
	CDR	<30										15*	50 (média)		(Abegás, 2019)
	CDR	12	67,6	26,3	6	49,4	6,5	36,1	1,5	0,3		15,2*			(Násner <i>et al.</i> , 2017)
	CSR	20											100		(Luz <i>et al.</i> , 2015)
	Peletts de CDR	2,9	84,4		6	63,3	8,9	20,5	0,3	0,09	0,52	26,704*			(Zhou <i>et al.</i> , 2013)
	Peletts de CSR	3	74	42	16	65	10	25	2						(Langner <i>et al.</i> , 2023)
	Matéria prima de simulação	33,37			16,46	27,59	4,23	17,39	0,67	0,04	0,26	12,08** /10,34*		Energia, calor, produtos químicos, combustível líquido ou hidrogênio	(Consonni; Viganò, 2012)
	Peletts de madeira	8,1	85,3		0,4	51,4	5,1	42,2	0,5			18,7*			(Win <i>et al.</i> , 2019)
	Combustível de rejeito de papel e plástico	1,8	81,4		10,8	48,5	6,9	33,4	0,3			19,5*			(Win <i>et al.</i> , 2019)
	biomassa (grama)	7,7	78,6	17,47	3,93	49,63	5,72	40,37	0,3	0,05		17,73** /16,49*			(Bhoi <i>et al.</i> , 2018)
Combustão/co- combustão	RSU	41,3										9,23*		Vapor e energia	(Jimenez <i>et al.</i> , 2017)
	RSU	40-50												Eletricidade e calor	(Wilson <i>et al.</i> , 2013)

Tecnologia/ processo	Combustível	Teor de umidade e (%)	Materia l volátil	Carbon o fixo	Cinzas	Parâmetros						Poder Calorífi co (MJ.kg ⁻¹)	Tamanho da partícula (mm)***	Produtos	Referência
						C	H	O	N	S	Cl (%)				
	Pelletts de serragem	7,98	68,8	20,8	3,14	51,19	7,17	38,31	0,19	0		15,78*	6 (d) e 15 (c)		(Duan <i>et al.</i> , 2013)
	Pellets de CDR	8,33	71,11	20,19	0,37	50,25	7,01	42,08	0,29	0		14,04*	6 (d) e 15 (c)		(Duan <i>et al.</i> , 2013)
	Carvão	5,49	37,44	48,44	8,63	63,88	4,16	16,68	0,85	0,31	0,57	25,85	0,09		(Zhang <i>et al.</i> , 2018)
	RSU simulado	1,96	54,91	34,77	8,36	41,28	5,69	40,35	1,58	0,78	2,39	19,32	0,09		(Zhang <i>et al.</i> , 2018)
	CDR plástico	1,23	82,68	6,07	11,25	58,09	9,38	20,93	0,35			31,23			(Isaac; Bada, 2020)
	CSR	19,1-30,2	68,3-79,2	5,7-11,2	7,9-17	39,3-57,5	5,4-8,4	19,7-33,7	0,3-0,9	0,1-0,4	0,1-1,2	20,7-26,6*			(Szydelko <i>et al.</i> 2020)
Fornos de cimento	CDR/CSR (queimador principal)	05/out			15							≥21**	50	Clínquer	(Paula <i>et al.</i> , 2019)
	CDR/CSR (pré-calcinador)	≤20			≤20							≥19**	50	Clínquer	(Paula <i>et al.</i> , 2019)
	CDR	≤ 20										10,5	3--50		(Ummatin <i>et al.</i> , 2019)
Pirólise/co-pirólise	RSU	10												Óleo líquido, carvão, gás	(Wilson <i>et al.</i> , 2013)
	RSU											8,5-10,2*	<300		(Lombardi, Carnevale, Corti 2015)
	Pelletts de CSR	5,17			16,38	48	6	26,68	1,33	0,47	1,14		0,01 (c) e 0,05 (d)		(Sabogal <i>et al.</i> , 2021)
	Pelletts de CSR	8	55,3	6,2	30,5	53,9	6,4	35,6	2,5	0,6	1	11,62**	8-12 (c) e 8 (d)		(Santamaria <i>et al.</i> , 2021)
	Pelletts de madeira	6	77,6	16,2	0,2	50,8	6,1	42,8	0,2	0,1	0,02	17,35**	8-12 (c) e 8 (d)	Gases, carvão e alcatrão	(Santamaria <i>et al.</i> , 2021)
	CDR Fluff	3,7	68,3	6	22	37,4	4,8	34,6	1	N.D		17,2**		Óleo e carvão	(Whyte <i>et al.</i> , 2015)
	CDR		76,7	10,4	12,9	43,5	6,4		1,1	0,1	0,4	17,9**		Óleo e carvão	(Hwang; Kobayashi; Kawamoto, 2014)
Pirólise com reforma pós-termocatalítica	Pelletts de CDR	10	68,5	13,4	18,1	43,1	6,1	31,4	1	0,3		18,3**/18,1*	8 (d) e 35 (c)	Gás de síntese rico em H ₂ , bio-óleo líquido e carvão sólido	(Ouadi <i>et al.</i> , 2017)
Carbonização hidrotermal/carbonização seca	CSR experimental	7,9	78,5	24,1	6	51,9	6,4	40,8	0,9	0	2,3	19,9**/18,98		Biocarvão, hidrocarvão	(Alves <i>et al.</i> , 2021)

Fonte: A autora (2023). ¹Software simulation. ² Estimated parameters. * Net Calorific Value (NCV); **Gross Calorific Value (GCV), *** (c) comprimento e (d) diâmetro.

2.4 Combustíveis derivados de resíduos sólidos: nomenclatura, legislação e normalização

Os requisitos de qualidade e a terminologia utilizada para este combustível podem variar. Para utilizar o CDR de forma eficiente, é necessário definir padrões de qualidade e introduzir medidas de garantia de qualidade específicas (Flamme; Geiping, 2012).

O Quadro 1 apresenta nomenclaturas utilizadas para combustíveis produzidos a partir de resíduos presentes na literatura. O termo combustível derivado de resíduo (CDR) é utilizado para identificar o combustível a ser produzido a partir do processamento de resíduos sólidos urbanos e industriais não perigosos, depois de esgotada a capacidade de recuperação de materiais (reciclagem) (Paula *et al.*, 2019) e deriva do inglês *refuse derived fuel* (RDF), que ao invés de resíduo, refere-se a rejeito.

Quadro 1 - Nomenclatura aplicáveis a combustíveis derivados de resíduos na literatura.

Nome	Sigla	Resíduo	Origem	Referência
Combustível derivado de resíduo	CDR	Resíduos não perigosos	Brasil	(Brasil, 2022a; Estado de São Paulo, 2020; Paula <i>et al.</i> , 2019)
<i>Refuse derived fuel</i>	RDF	Resíduos não perigosos	Estados Unidos	(Sommerlad <i>et al.</i> , 1988)
<i>Solid recovered fuel</i>	SRF	Resíduos não perigosos	Europa	(CEN/TS, 2021a; Jo; Lee; Lee, 2013; Martignon, 2020)
<i>Refused plastic fuel</i>	RPF	Plásticos	Coreia do Sul	(Choi <i>et al.</i> , 2012)
<i>Tyre-derived fuel</i>	TDF	Pneus		
<i>Wood chip fuel</i>	WCF	Cavaco de Madeira		
Resíduo Sólido Urbano para fins Energéticos	RSUE	Resíduos não perigosos	Brasil	(ABNT, 2020)

Fonte: Adaptado pela autora (2023).

A norma europeia ISO 21637 define *solid recovered fuel* (SRF) ou combustível sólido recuperado (CSR) como combustível sólido para fins energéticos produzidos a partir de resíduos não perigosos, e que atendam os critérios estabelecidos pela ISO 21640 (que trata de especificações e classes do SRF), dentre eles poder calorífico, teor de cloro e mercúrio. A norma ainda cita que existem outros termos que podem ser usados para descrever combustíveis de resíduos que podem, mas nem sempre, ser qualificados como CSR, por exemplo: CDR, combustível derivado de papel e plástico densificado, combustível derivado de resíduos (*waste derived fuel*), fração leve triturada, lodo de esgoto, madeira em fim de vida útil, combustível composto de RSU, resíduos comerciais, industriais, construção e demolição e resíduo animal

(CEN/TS, 2021a).

Até 2012, o Ministério de Meio Ambiente da Coreia (República da Coreia do Sul) havia codificado os combustíveis secundários em geral como combustíveis sólidos (Jo; Lee; Lee, 2013) classificando-os em combustível de rejeitos de plástico (*refused plastic fuel* -RPF), combustível derivado de pneus (*tyre-derived fuel* - TDF) e combustível de cavacos de madeira (*wood chip fuel* - WCF) Choi *et al.* (2012). Em 2013, o termo combustível sólido de rejeitos (*Solid refuse fuel* - SRF) foi introduzido na Coreia pela legislação nacional, e dois tipos de SRF são reconhecidos atualmente: um SRF e um SRF de biomassa (Jo; Lee; Lee, 2013; Martignon, 2020).

Nos Estados Unidos as normas da ASTM (*American Society for Testing and Materials*) utilizam o termo RDF (*refuse derived fuel*) para combustíveis produzidos a partir de resíduos classificando-os em 7 classes, cada uma com propriedades e formas de processamento distintas (Sommerlad *et al.*, 1988).

Não há legislação federal que trate especificamente do tema no Brasil. No entanto, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) descreve que CDR é um combustível produzido a partir de RSU e que pode ser utilizado em fornos e centrais de energia termelétricas substituindo combustíveis fósseis e também como insumo e matéria-prima secundária para cimenteiras (BRASIL, 2022a).

Já a nível estadual, a Resolução SIMA nº 47 do Estado de São Paulo enquadra como combustível convencional aqueles a base de biomassa como madeira, cavaco, tora, lenha, serragem ou a mistura destes, bagaço de cana-de-açúcar, palha de vegetais e enquadra como combustível derivado de resíduos sólidos (CDR) os combustíveis alternativos preparado a partir de resíduos sólidos não perigosos e que podem ser utilizados em fornos e caldeiras industriais ou em unidades de tratamento térmico de resíduos (Estado de São Paulo, 2020).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) publicou em 2020 a NBR 16849 referente ao aproveitamento energético de RSU. O combustível produzido a partir de resíduos é denominado Resíduo Sólido Urbano para fins Energéticos (RSUE) definido como “resíduos sólidos urbanos, com ou sem incorporação de outros resíduos sólidos, resíduos agrossilvopastoris ou resíduos classe II elegíveis, utilizados em processos de recuperação energética de maneira controlada” (ABNT, 2020).

O nome do combustível gerado a partir de RSU sofreu alterações. Na literatura técnica, o nome mais comum era combustível derivado de resíduos (CDR), antes do mais recente combustível sólido recuperado (CSR). Estas mudanças de nome são impulsionadas por nova regulamentação e normas regulamentadoras (Rada; Andreottola, 2012).

Tanto o CDR quanto o CSR denotam misturas de resíduos combustíveis de alto poder calorífico separadas do montante de rejeitos (Velis *et al.*, 2010) preparadas (processadas, homogeneizadas e com qualidade superior que podem ser comercializadas entre produtores e usuários) a partir de resíduos não-perigosos (Rada; Andreottola, 2012) tais como RSU, resíduos comerciais ou volumosos e é composto por componentes biogênicos (40-80%) como papel, papelão, têxteis e madeira (Luz *et al.*, 2015). No entanto, o CSR denota um combustível derivado de resíduos preparado para atender requisitos de especificação de qualidade (Luz *et al.*, 2015; Velis *et al.*, 2010) e classificação estabelecidos por meio de normalização (Psomopoulos, 2014; Rada; Andreottola, 2012).

O aquecimento global e outros impactos adversos das mudanças climáticas induzidos por emissões antropogênicas de CO₂ fóssil são uma grande preocupação de políticas públicas em todo o mundo (Nepal; Jamasb; Tisdell, 2017) e o setor de resíduos tem sido responsável por uma contribuição significativa para as emissões antropogênicas de GEE (Hammed *et al.*, 2018).

Para fins de ilustração sobre a importância da regulamentação, os subtópicos a seguir retratam a evolução das legislações na União Europeia, local em que o assunto já vem sendo debatido e encontra-se bem desenvolvido, e no Brasil. Além disso, para mostrar o impacto das diretivas da União Europeia sobre os países membros, a França foi escolhida para representar a evolução das legislações para segurança regulatória no uso de CDR. Por fim, fez-se um levantamento das normas brasileiras e europeias/francesas aplicáveis a estes materiais.

2.4.1 Legislação da União Europeia

Desde 1975, a União Europeia vem desenvolvendo uma estrutura comum de legislações para aprimorar a gestão dos RSU, e que contribuem para estruturação do mercado de valorização energética dos resíduos sólidos. A Figura 10 apresenta os principais marcos legais que influenciam direta e indiretamente, na estruturação do sistema em vigor, no que tange a valorização energética e que favorecem a expansão da produção e uso do CDR/CSR. Alguns encontram-se revogados, mas foram apresentados para mostrar como a transformação do cenário legal aconteceu ao longo dos anos.

A Diretiva 75/442/CE determinava a necessidade de promoção da prevenção, a reciclagem e a transformação dos resíduos para obtenção de matérias-primas e energia, mas sem definir uma ordem de prioridade das ações (CEE, 1975).

A Diretiva 94/62/CE previa, para até 2008, a valorização ou incineração de resíduos com recuperação de energia, de no mínimo 60% das embalagens (Comissão Europeia, 1994). No entanto, a meta para os demais anos inclui somente a valorização material.

Figura 10 - Evolução da legislação direcionada a resíduos sólidos da União Europeia, com foco na valorização energética dos RSU por meio da produção e uso de CSR/CDR



Fonte: A autora (2023).

A Diretiva 99/31/CE, relativa à deposição de resíduos em aterros, estabeleceu metas para que os Estados-Membros reduzam a quantidade de resíduos biodegradáveis depositados em aterros em 50% em 2013 e 35% em 2016, em comparação com os níveis de 1995 (Fernández-González *et al.*, 2017). Mesmo que não trate de valorização energética, ao estabelecer mecanismo para diminuir a quantidade de resíduos encaminhadas ao aterro, promove a busca por novas rotas tecnológicas.

A Diretiva de Incineração de Resíduos (2000/76/CE) estabelece valores-limite de emissão para instalações de incineração e co-incineração de resíduos. Para esta diretiva o termo incineração inclui outros processos de tratamento térmico como a gaseificação, pirólise ou processos de plasma. Estas instalações devem operar com temperatura mínima de 850° C, e para as instalações de co-incineração de resíduos urbanos tratados os limites de emissão são menos rígidos, o que incentiva o uso do CDR/CSR. Enquadra-se como co-incineração a instalação fixa ou móvel que tem como principal finalidade a geração de energia ou a produção de materiais (Comissão Europeia, 2000a).

A lista de resíduos da União Europeia foi instituída por meio da Decisão 2000/532/CE, alterada em 2014 pela Decisão 2014/955/EU. Esta lista inclui os resíduos combustíveis (combustíveis derivados de resíduos) sob o código 19 12 10, portanto, mesmo que se caracterize

como produto, em termos conceituais, na UE o CDR é classificado como resíduo (Comissão Europeia, 2000b).

A Diretiva 2006/12/CE, já revogada, elencava as operações consideradas como valorização, incluindo nela operações relacionadas a utilização de resíduos como combustível ou outros meios de produção de energia e utilização como fonte de energia. Estabeleceu-se também uma ordem de prioridade na gestão dos resíduos: 1. prevenção ou redução da produção; 2. valorização por reciclagem, reutilização ou recuperação ou qualquer outra ação que resulte na obtenção de matérias-primas secundárias; 3. utilização como fonte de energia (Comunidade Europeia, 2006). Observa-se que não há diferenciação entre valorização energética e material, e os dois tipos de valorização podem concorrer entre si (Record, 2008).

A Diretiva 2008/98/CE definiu o termo valorização como qualquer operação que resulte na transformação do resíduo lhe dando um fim útil, substituindo outros materiais ou preparando os resíduos para um fim específico. Esta legislação se insere como um marco ao definir a hierarquia para gestão dos resíduos sólidos: prevenção e redução; preparação para utilização; reciclagem; outros tipos de valorização, por exemplo a valorização energética; e a eliminação. Além disso, essa diretiva estabeleceu meta, para até 2020, de aumento mínimo em 70% em peso na preparação para reutilização, reciclagem e valorização dos resíduos (Comissão Europeia, 2008).

A hierarquia de resíduos tornou-se mais arraigada na legislação europeia do que na legislação americana por exemplo (Van Ewijk; Stegemann, 2016). Nos Estados Unidos, apesar da Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (RCRA) não fazer referência a hierarquia, a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA-US) assume que a RCRA delineia a hierarquia para RSU (EPA, 2014).

Vale ressaltar que a hierarquia dos resíduos se conecta com o conceito de economia circular, de uma perspectiva de ciclo de vida do produto, incluindo a fase de pré-uso, fase de uso e fase posterior (Zhang, *et al.*, 2022). A economia circular, ou economia restaurativa, é um conceito que surgiu na década de 1970, que pressupõe a ruptura do modelo econômico linear para a implantação de um modelo, no qual todos os tipos de materiais são elaborados para circular de forma eficiente e serem recolocados na produção (Azevedo, 2015), o que pode acontecer por meio da recuperação de materiais e/ou energia.

É um sistema econômico que representa uma mudança de paradigma na forma de relacionamento com a natureza e visa prevenir o esgotamento de recursos, fechar ciclos de energia e materiais, e facilitar o desenvolvimento sustentável por meio de sua implementação nos diferentes setores da sociedade (Prieto-Sandoval; Jaca; Ormazabal, 2018).

A economia circular pode contribuir para o cenário de redução de emissões de GEE ao transformar o modo de produção e consumo de produtos e serviços, da seguinte forma: eliminando resíduos e poluição, mantendo produtos e materiais em uso para reter a energia incorporada a eles, regenerando sistemas naturais para sequestrar carbono no solo e nos produtos (Ellen MacArthur Foundation, 2019).

A Diretiva 2008/98/CE exige a implementação de mudanças na gestão de RSU em direção ao desenvolvimento sustentável de forma a incentivar um melhor aproveitamento do potencial de uso do resíduo. Neste sentido, os resíduos devem ser selecionados, em sua origem ou em uma estação de tratamento, para serem submetidos a processos de exploração material e energética antes da deposição em aterro (Fernández-González *et al.*, 2017).

A Diretiva 2018/850/CE determina que a partir de 2030, todos os resíduos adequados para valorização não devem ir para aterros e que, até 2035, a quantidade de RSU depositada em aterros seja menor ou igual a 10% que a quantidade total produzida (Comissão Europeia, 2018a).

A Diretiva 2018/851/CE inclui a definição de RSU e valorização material na Diretiva 2008/98/CE. A valorização material enquadra-se como qualquer operação de valorização, que não seja a valorização energética ou o reprocessamento para produção de combustíveis ou outros meios de produção de energia (Comissão Europeia, 2018b). Nesta alteração há metas somente para a reutilização e reciclagem, no entanto, a diretiva sugere instrumentos econômicos para incentivar a aplicação da hierarquia dos resíduos, dentre eles as taxas e restrições aplicáveis à disposição em aterros, o que incentiva, de forma indireta, a valorização energética.

Além das políticas relacionadas a resíduos sólidos, a Diretiva 2009/28/EC, que trata sobre energia renovável, foi revisada em 2018 (Diretiva 2018/2001/UE), mas a Comissão propôs outra revisão em 2021 para melhor alinhá-la com o aumento das ambições climáticas. A diretiva estabelece uma meta comum - atualmente fixada em 32% - para a quantidade de energia renovável no consumo de energia da UE até 2030. A revisão proposta e o plano REPowerEU, apresentado em maio de 2022, sugerem uma nova evolução da meta, fixando-a em 45%, para acelerar a adoção de energias renováveis na UE (European Commission, 2022).

O Sistema de Comércio de Emissões da UE (Emissions Trading Scheme – ETS) instituído pela Diretiva 2003/87/CE restringe a emissões de GEE de processos industriais. O ETS incentiva o uso de CDR/CSR, o que reduz a necessidade de comprar permissões de emissão pois este combustível é considerado neutro em carbono (Garg *et al.*, 2007).

Outro importante instrumento europeu é o Pacto Ecológico Europeu (European Green Deal), que consiste num roteiro para tornar a economia da UE sustentável com o objetivo de

atingir a neutralidade de carbono fóssil até 2050. Esse documento traz em seu escopo o incentivo a prevenção de geração de resíduos, e recuperação de valor econômico dos resíduos, evitando ou minimizando o impacto no ambiente e nas alterações climáticas. Para tal ressalta que as legislações devem estabelecer objetivos e medidas para combater o excesso de embalagens e a produção de resíduos e deve haver um mercado único, sólido e integrado de matérias-primas secundárias e de subprodutos (Comissão Europeia, 2019).

Avaliando o cenário de evolução da legislação da união europeia no que tange ao incentivo ao aproveitamento energético dos RSU, e por conseguinte, aos CDRs, nota-se que elas são utilizadas para modelar o cenário almejado a longo prazo, impondo aos Estados-Membros metas para alcançá-lo. As legislações não tratam diretamente de tecnologias específicas, mas convergem para a busca de alternativas de máximo aproveitamento de materiais e energia dos resíduos de forma a promover a transição para uma economia mais circular. A ampliação do setor de CDR está relacionada principalmente a necessidade de desenvolver alternativas ao uso de aterro sanitário.

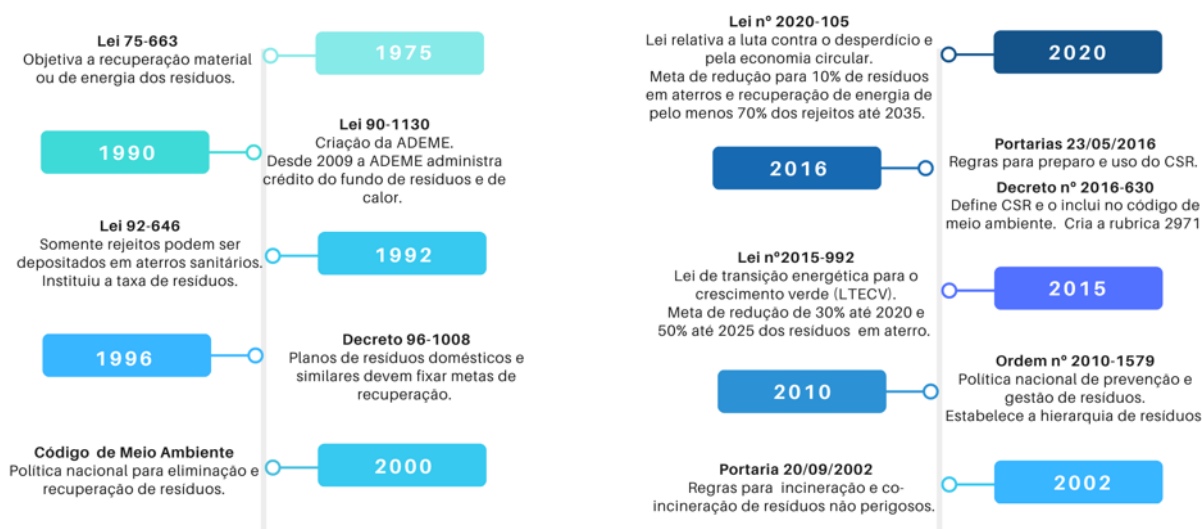
2.4.2 *Legislação francesa*

Na França, desde 2000, o número de instalações de recuperação de resíduos domésticos e similares aumentou em cerca de 50% e a taxa de reciclagem de materiais e orgânicos aumentou de 24% para 47%, e a disposição em aterro sanitário diminuiu de 43% para 20% das toneladas (Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires, 2022). A Figura 11 apresenta as principais legislações que contribuíram para essa evolução do cenário, com ênfase naquelas que trazem em seu escopo a valorização energética dos RSU, com foco no CDR/CSR.

Um dos objetivos da Lei 75/663, relativa à eliminação de resíduos e a recuperação de materiais, era recuperar os resíduos por meio de reutilização, reciclagem ou qualquer outra ação que resulte na obtenção de materiais reutilizáveis ou energia dos resíduos. A Agência Nacional de Recuperação e Eliminação de Resíduos (ANRED) foi criada em 1975 para apoiar a implementação da desta Lei (ADEME, 2022).

A Lei 90-1130 criou a Agência Francesa de Meio Ambiente e de Energia (ADEME), resultado da união da ANRED, da Agência Francesa de Gestão de Energia (AFME) e da Agência para a Qualidade do Ar (AQA) (République Française, 1990).

Figura 11 - Evolução da legislação francesa, com foco na valorização energética dos RSU por meio do CSR/CDR



Fonte: A autora (2023).

Os anos 90 foram marcados pelo aumento das preocupações ambientais. A Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento - também conhecida como a Cúpula da Terra - foi realizada no Rio em 1992, reunindo representantes de 179 países resultando na adoção da Declaração do Rio e na assinatura da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas. Em 1997, 37 países industrializados se comprometeram a reduzir suas emissões de gases de efeito estufa por meio do Protocolo de Kyoto. E a atuação da ADEME passa a ser não apenas de encontrar soluções, mas também implementá-las (ADEME, 2022).

A Lei n° 92-646 definiu que a partir de 2002, somente rejeitos iriam para aterros, e os demais resíduos deveriam ser recuperados na forma de materiais ou energia, além de instituir uma taxa para disposição de resíduos em aterro. O Decreto n° 96-1008 determinou que os planos de resíduos devem contemplar a fixação das proporções dos resíduos que a serem recuperados (République Française, 1992).

O Decreto 96-1008 de 1996, que trata dos planos de gestão de resíduos sólidos urbanos e similares, definiu que estes deveriam fixar metas temporais para recuperação de resíduos, seja pela reutilização, reciclagem ou valorização energéticos, e podem ser elaborados no âmbito municipal ou intermunicipal (République Française, 1996).

Em 2000, foi instituído o Código de Meio Ambiente francês que reserva um o título IV para tratar precisamente das questões relacionadas a gestão dos resíduos sólidos, estabelecendo

a política nacional para eliminação dos resíduos e recuperação de materiais (République Française, 2000).

A Portaria francesa de 20 de setembro de 2002, trata, dentro outros aspectos, da incineração e co-incineração de resíduos não perigosos, incluindo os resíduos sólidos urbanos. Considera como instalação de incineração aquelas destinadas ao tratamento térmico de resíduos, o que inclui a incineração por oxidação ou qualquer outro tratamento térmico como pirólise, gaseificação ou tratamento de plasma. Uma instalação de co-incineração tem o objetivo de gerar energia ou outros produtos materiais e utiliza o resíduo como combustível regular ou adicional, aplicando os mesmos tipos de tratamentos térmicos dos processos de incineração (République Française, 2002).

Este título do Código de Meio Ambiente passou por alterações ao longo dos anos. Inicialmente foi alterado pela Ordem nº 2010-1579 e a política nacional para eliminação de resíduos e recuperação de materiais tornou-se a política nacional de prevenção e gestão de resíduos. Também foi instituída a hierarquia de métodos de tratamento de resíduos na seguinte ordem: preparação para a reutilização, reciclagem, qualquer outra recuperação, em particular de energia, disposição final (descarte) (République Française, 2010).

A Lei 2015-992, Lei de Transição Energética para o Crescimento Verde (LTECV), também alterou o Código de Meio Ambiente incluindo a meta de reduzir as quantidades de resíduos não inertes não perigosos nos aterros em 30% em 2020 em comparação com 2010, e em 50% em 2025 (République Française, 2015).

O Decreto francês nº 2016-630, modificou a nomenclatura das instalações classificadas para proteção ambiental, criando a Rubrica 2971 referente as instalações de produção de calor ou de eletricidade que utilizem CSR como combustível, combinados ou não com outro combustível. A partir daí, a combustão do CSR não é mais considerada como tratamento de resíduos por meio de incineração, mas como fornecimento de energia correspondente à co-incineração. Este decreto também altera o Código de Meio Ambiente incluindo um novo artigo: Art. R. 541-8-1 com definição de CSR como um resíduo sólido não perigoso, composto de resíduos que foram classificados de forma a extrair a fração que pode ser recuperada na forma de material sob as condições técnicas e econômicas do momento, preparado para ser utilizado como combustível em uma instalação abrangida pela posição 2971 da nomenclatura de instalações classificadas para a proteção ambiental. Também definiu que as características desses combustíveis, a lista de instalações onde eles podem ser preparados e as obrigações às quais os operadores dessas instalações estão sujeitos seriam estabelecidos por portaria, a fim de

garantir que os combustíveis preparados obedeam a essas características (République Française, 2016a).

Para tal, foram publicadas as Portarias de 23 de maio de 2016 (não possuem numeração) estabeleceram as regras específicas para a produção de CSR e uso em instalações para a produção de calor e/ou eletricidade, modificadas posteriormente pela Portaria de 2 de outubro de 2020 (République Française, 2016b, 2016c), com as seguintes especificações para o uso do material: PCI deve ser superior a 12 MJ.kg^{-1} ; mercúrio inferior a 3 mg.kg^{-1} (base seca); cloro inferior a 15000 mg.kg^{-1} (base seca); bromo inferior a 15000 mg.kg^{-1} (base seca) e o total de halogênios (bromo, cloro, flúor e iodo) inferior a 20000 mg.kg^{-1} (base seca). Estes parâmetros se aplicam à combustão por oxidação ou outros processos de tratamento térmico, tais como pirólise, gaseificação ou tratamento de plasma usando CSR como combustível regular ou adicional e onde os produtos destes processos são usados diretamente como combustível. A França é o único país da União Europeia com especificação da qualidade de CSR.

O Código de Meio Ambiente também foi alterado pela Lei nº 2020-105, relativa à luta contra o desperdício e pela economia circular. Dentro desta estrutura, a deposição de resíduos recuperáveis não perigosos em aterros sanitários é progressivamente proibida. Reduzir as quantidades de resíduos domésticos e similares admitidos em aterro em 2035 para 10% das quantidades de resíduos domésticos e similares produzidos, medidos em massa. Estabeleceu também a recuperação de energia de pelo menos 70% dos resíduos que não podem ser reutilizados ou reciclados até 2025, assegurando a recuperação de energia de acordo com as técnicas disponíveis e que resultam de uma operação de coleta ou triagem separada, realizada em uma instalação projetada para este fim. Neste contexto, a preparação e a recuperação de combustíveis sólidos recuperados estão sujeitas a uma estrutura regulatória apropriada (République Française, 2020).

Além das leis, o Plano Nacional de Gestão de Resíduos francês incentiva a melhoria da eficiência e encerramento das unidades de incineração sem recuperação de energia e prevê desenvolvimento do setor de CSR, uma vez que contribui para redução de resíduos em aterros, garante a recuperação de energia e reduz o consumo de energia fóssil primária. Ainda em desenvolvimento inicial na França, o uso do CSR diz respeito principalmente à co-incineração em fábricas de cimento (Ministère de la Transition Écologique et Solidaire, 2019).

A Programação Plurianual de Energia (2019-2028) prevê aumento de 33% do consumo de energia de fontes renováveis, com meta de atingir a neutralidade de carbono fóssil até 2050, além de multiplicar por 5 a quantidade de calor e frio de origem renovável. O uso de resíduos para a produção de energia contribui para a economia circular quando é realizado com resíduos

que não poderiam ser evitados e não poderiam ser recuperados na forma de material. A LTECV estabeleceu dois princípios para a recuperação energética dos resíduos: a gestão de proximidade dos resíduos e a busca de processos eficientes de recuperação de energia. De acordo com este plano, até 2025, o depósito anual de CDR é estimado em 2,5 Mt, dos quais 1 Mt será usado para co-incineração em fábricas de cimento. Um depósito de 1,4 Mt (aproximadamente 4,9 TWh) poderia assim ser direcionado para unidades de recuperação de energia CSR. Entretanto, este fluxo irá diminuir com o tempo devido à eficácia das políticas de prevenção e à melhoria da recuperação de materiais. Os rendimentos da produção de eletricidade a partir de resíduos variam entre 25% e 40%, e entre 45% e 55% para a produção de calor por co-geração e cerca de 90% somente para a produção de calor. Portanto, para recuperação energética a partir dos resíduos, o foco é a produção de calor (Ministère de la Transition Écologique et Solidaire, 2018).

Nota-se que a, a França, como Estado-Membro, à medida que a UE estabelecia mecanismos legais, criou também, legislações que subsidiassem o atingimento das metas estabelecidas pela UE. Como precursora de transformação do cenário em seu território, criou a Agência Francesa de Meio Ambiente e Energia (ADEME) que desde 2009 possui fundos destinados a resíduos, economia circular e produção de calor para apoiar a política de resíduos e de transição energética. A agência tem um papel importante nas ações para desenvolvimento do mercado de CDR, que vão desde pesquisas a chamadas para financiamento de projetos (ADEME, 2015) de forma a criar um ambiente seguro de investimento e de exigências mercadológicas ao estabelecer parâmetro do que atende as demandas para cada setor, demonstrando a viabilidade técnica e os caminhos a serem trilhados para que a legislação instituída possa ser efetiva.

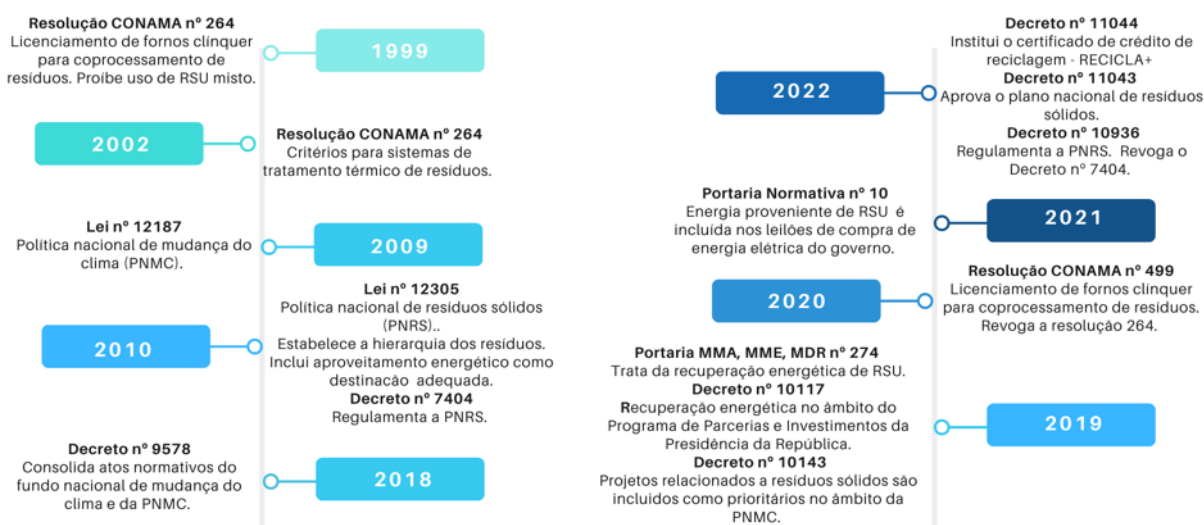
2.4.3 *Legislação brasileira*

No Brasil a evolução das políticas públicas rumo a uma gestão mais eficiente dos resíduos vem evoluindo lentamente. A Figura 12 mostra a desenvolvimento das legislações brasileiras com foco naquelas que tratam da valorização energética de resíduos. As legislações desdobram-se em planos e programas, de cunho nacional e internacional para efetividade das legislações instituídas. Observa-se que a nível nacional, ainda não há marco específico sobre os CDR.

O estabelecimento de instrumentos normativos para a gestão de resíduos no Brasil é considerado tardio em comparação com outros países, como os países da União Europeia que,

com sua Diretiva adotada em 1975, influenciou a origem de políticas ou instrumentos mais específicos destinados à gestão sustentável dos resíduos nos estados-membros em seus respectivos anos: França/1957, Alemanha/1986, Espanha/1998, Portugal/1997 (Costa; Ferreira Dias, 2020).

Figura 12 - Evolução da legislação brasileira, com foco na valorização energética dos RSU para produção e uso de CDR/CSR.



Fonte: A autora (2023).

A primeira legislação que abordou do aproveitamento energético do resíduo foi a Resolução nº 264/1999 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONAMA) que tratava do licenciamento de fornos clínquer para coprocessamento de resíduos, posteriormente substituída pela Resolução nº 499/2020. No que tange aos resíduos sólidos urbanos, na primeira resolução proibia-se o coprocessamento de resíduos domiciliares brutos, ou seja, exigia-se um pré-processamento do resíduo para uso. No entanto, a nova resolução permite que resíduos não substitutos de matérias-primas ou combustíveis possam ser coprocessados desde que promovam ganhos ambientais, enquadrando-se entre esses ganhos ambientais a redução de emissão de gases poluentes e a eliminação ou a redução da necessidade de disposição final de resíduos (Brasil, 1999, 2020a) o que representa um retrocesso no que tange ao incentivo ao mercado de CDR uma vez que não leva em consideração a ordem de prioridade na gestão e gerenciamento dos resíduos, instituída pela Lei nº 12305/2010. Logo, as legislações não se integram em aspectos essenciais nas alternativas de gerenciamento dos resíduos sólidos.

A Resolução nº 316/2002 trata de procedimentos e critérios para funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos, inclusive dos RSU. Enquadra-se neste tipo de

sistemas aqueles que operem com temperaturas superiores a 800°C. Esta resolução determina que a implantação do sistema de tratamento térmico de resíduos de origem urbana deve ser precedida da segregação de resíduos para fins de reciclagem ou reaproveitamento (Brasil, 2002). Quando se trata de queima de resíduos, é importante ressaltar que, de acordo com a Resolução nº 316/2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) a queima do resíduo bruto não é autorizada, o que representa um ponto positivo no incentivo à produção do CDR.

A Política Nacional sobre Mudança do Clima, instituída pela Lei nº 12187/2009, adotou como compromisso nacional voluntário de ações de mitigação das emissões de gases de efeito estufa com vistas em reduzir entre 36,1% e 38,9% suas emissões projetadas até 2020 (Brasil, 2009).

O Plano Nacional de Mudança do Clima (PNMC) considera que o setor de resíduos pode contribuir com a mitigação das emissões de GEE, mas evidencia que o aproveitamento do potencial energético de RSU enfrenta desafios relacionados a questões técnicas, regulatórias e institucionais (Brasil, 2008).

O Plano Nacional de Adaptação a Mudança do Clima (PNA) definiu 11 estratégias de adaptação para os setores e temas elencados como potencialmente vulneráveis à mudança do clima e ao mesmo tempo prioritários para o desenvolvimento do país, e dentre eles se inclui as cidades, para as quais foram definidas 2 diretrizes relacionadas ao setor de resíduos sólidos: apoiar as ações de melhoria dos sistemas de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e, considerar a adaptação a mudança no clima na implementação do Plano Nacional de Saneamento Básico (Brasil, 2016).

O Decreto nº 9578 consolidou os atos normativos editados pelo Poder Executivo federal que dispõem sobre o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima e a PNMC, projetou para o ano de 2020 emissões nacionais de gases do efeito estufa de 3.236 milhões tCO₂e, na qual inclui-se o setor de processos industriais e tratamento de resíduos responsáveis por 234 milhões de tonCO₂e emitidos (Brasil, 2018).

O Decreto nº 10143 alterou o decreto supracitado e incluiu como projetos prioritários da PNMC aqueles que abranjam atividades relacionadas com a mitigação das mudanças climáticas e a adaptação aos seus efeitos dentre eles os relacionados destinação final ambientalmente adequada de resíduos sólidos, o que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, o coprocessamento, a recuperação e o aproveitamento energético, a disposição final de rejeitos em aterros sanitários e o encerramento de lixões e aterros controlados (Brasil, 2019a).

Em 2010, foi publicada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12305, o marco regulatório brasileiro para o setor. Esta lei incluiu o aproveitamento energético como uma destinação final adequada e estabeleceu uma ordem de prioridade na gestão e no gerenciamento dos resíduos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Estabeleceu prazos para encerramento de lixões e disposição de rejeitos em aterros sanitários. (Brasil, 2010). Estes prazos foram alterados em 2020 pela Lei Federal nº 14026.

Para a construção da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) brasileira nota-se a influência dos conceitos adotados por países desenvolvidos, particularmente dos países da Europa. O contraponto a ser ponderado é a necessidade de levar em conta as especificidades de cada região no que diz respeito aos aspectos econômicos, políticos, sociais, financeiros e estruturais. O que é notadamente importante quando se trata de um país como o Brasil com grande diversidade, extensão territorial e claras divergências entre as regiões nos mais variados aspectos (Costa; Ferreira Dias, 2020).

A PNRS não traz em seu escopo referências diretas à PNMC, mesmo tendo sido instituída posteriormente. Entretanto, dentre os instrumentos econômicos instituídos pelo Decreto que a regulamentou, tem-se apoio à elaboração de projetos no âmbito de mecanismos decorrentes da Convenção Quadro de Mudança do Clima das Nações Unidas (Brasil, 2022b). Além disso, a PNRS está contida no Plano Nacional de Adaptação a Mudança do Clima como uma das ações de redução das vulnerabilidades socioambientais relacionadas à pobreza extrema, infraestrutura urbana inadequada e degradação ambiental de áreas frágeis (Brasil, 2016).

A articulação entre as políticas nacionais colabora para que os mecanismos de planejamento sejam congruentes. No Brasil, as políticas relacionadas resíduos sólidos e mudanças climáticas integram a mesma pasta do governo federal brasileiro: o Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas (MMA). Todavia são tratadas de formas distintas em termos de legislação e, portanto, em planejamento. É importante que elas se articulem para resultados efetivos para promoção das melhorias projetadas para a área ambiental.

Em 2012 o IBAMA publicou a lista brasileira de resíduos sólidos, inspirada na lista europeia de resíduos sólidos, na qual há também um código para resíduos combustíveis (combustíveis derivados de resíduos) 19 12 10. No entanto, falta, no âmbito da legislação federal o que se enquadra como um combustível derivado de resíduo (Brasil, 2012).

Atualmente está em vigor a Lei nº 13.576/2017, que trata da Política Nacional de Biocombustíveis. O CDR não é englobado pelas rotas de produção aptas a obter Certificado da

Produção Eficiente de Biocombustíveis, conforme rege a Resolução ANP nº 758/2018. Mas caso o estabelecimento de requisitos, como por exemplo um teor de biomassa mínimo, abre a possibilidade para que ele possa ser enquadrado como tal, seja para produção de calor/energia ou como fonte de produção de hidrogênio, por exemplo.

Há um ato conjunto publicado por meio da Portaria Interministerial nº 274/2019, instituída pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Ministério de Minas e Energia (MME), que disciplina a recuperação energética dos RSU, contudo o foco é somente a estrutura de tratamento térmico, denominada usina de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos (URE), e não há requisitos mínimos de elegibilidade do RSU passível de utilização nestas unidades. Esta portaria classifica os resíduos passíveis de recuperação energética como fonte alternativa de energia (Brasil, 2019b).

Também em 2019, os projetos referentes a ampliação da capacidade de recuperação energética dos resíduos sólidos passam a ser qualificados para realização de parcerias com a iniciativa privada, no âmbito do Programa de Parcerias de Investimentos da Presidência da República por meio do Decreto nº 10117 (Brasil, 2019c). E a Portaria Normativa nº 10/2021 do MME, torna-se um marco para recuperação energética ao incluir, pela primeira vez, o tratamento térmico de RSU como empreendimento habilitado para participar do leilão de compra de energia elétrica proveniente de novos empreendimentos de geração, denominado Energia Nova A-5. O mercado de eletricidade, regido por leilões, ainda é pouco atrativo para o setor de resíduos devido a disponibilidade de fontes elétricas baratas, além disso há uma baixa demanda por calor para cogeração (Brasil, 2020a), mas este é um marco para inclusão dos RSU na matriz energética brasileira.

A PNRS foi regulamentada em 2010 pelo Decreto nº 7404, no entanto, em 2022 este decreto foi revogado e substituído pelo Decreto nº 10936, que determina que a recuperação energética dos resíduos sólidos passa a ser disciplinada, de forma específica, em ato conjunto dos Ministérios do Meio Ambiente (MMA), de Minas e Energia (MME) e do Desenvolvimento Regional (MDR), mas não inclui aproveitamento energético por meio da biodigestão e aterros sanitários (Brasil, 2022b).

Em 2022, o Decreto nº 11043 que aprovou o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) (BRASIL, 2022c), que traz metas para aumentar até 2040 a recuperação energética por meio de tratamento térmico que será responsável por cerca de 30% de toda a massa desviada da disposição final, o equivalente a 14,6% dos RSU gerado, no entanto, mesmo com a estratégia de incentivar a produção e utilização de CDR, não há meta específica para produção e uso deste combustível alternativo, ou qualquer programa específico que trate deste tema. O Planares foi

instituído 12 anos após a publicação da PNRS, demonstrando como a evolução do setor tem sido lenta.

O Planares também traça estratégias para aumento do aproveitamento energético de RSU, dentre as quais cita o mapeamento de limitações e entraves de ordem técnica, econômica, tributária jurídica e legal para busca de soluções, o incentivo à produção e utilização do CDR e articulação com Ministério de Minas e Energia (MME) para implantação de condições diferenciadas para energia gerada a partir de RSU (Brasil, 2022a), demonstrando que há entraves para que o setor se desenvolva no território brasileiro.

Em 2022 foi instituído também o Decreto nº 11.044 que instituiu o certificado de Crédito de Reciclagem – RECICLA+ (Brasil, 2022d). Este decreto definiu crédito de reciclagem como a representação de uma tonelada de material reciclável, destinado a reciclagem ou a recuperação energética viabilizando a monetarização do CDR dentro dos acordos setoriais uma vez que se garantia uma destinação ambientalmente adequada para parte dos materiais que antes enquadrar-se-iam como rejeitos, por meio da reciclagem energética, no entanto, foi revogado em fevereiro de 2023 pelo Decreto Federal nº 11.413, e a recuperação energética foi retirada do escopo dos certificados de crédito de reciclagem.

Assim como na legislação europeia, no Brasil as leis também preveem uma mudança do cenário na gestão dos RSU, mas a ausência de um planejamento que leve em consideração a realidade brasileira, a dinâmica da sociedade e dos atores envolvidos para compatibilização de interesses e definição de responsabilidades e as transformações e investimentos necessários para essa mudança do setor de resíduos sólidos, faz com que os prazos e metas estabelecidos pelas políticas públicas não sejam cumpridos e trabalha-se para com frequência pela prorrogação dos prazos, mas sem um planejamento que faça deste cenário algo atingível.

No que tange as legislações estaduais, o estado de São Paulo foi pioneiro no estabelecimento de regras específicas para produção e uso do CDR, por meio da Resolução SMA nº38/2017, posteriormente revogada e substituída pela Resolução SIMA nº47/2020. Os demais estados não têm regulamentação específica para produção e uso do CDR.

O Brasil possui também um Plano Nacional de Energia (PNE) – 2050, aprovado em 2020. As simulações realizadas no contexto do PNE não indicaram competitividade para plantas de recuperação energética de RSU, mas devido a externalidades positivas a partir da política energética foi indicada uma entrada de 20 a 40 MW/ano de termelétricas de RSU entre os anos de 2020 e 2050, o que está bem aquém da meta estabelecida pelo Planares que prevê uma potência instalada, em unidades de tratamento térmico de RSU, de 994MW até 2040 (Brasil, 2020a).

O PNE-2050 recomenda a precificação das externalidades negativas da inadequada destinação do RSU para incentivar a recuperação energética e ressalta que a diversificação da matriz energética requer aperfeiçoamento dos arranjos institucionais, legais e regulatórios tanto para internalizar as externalidades ambientais nos preços de energia quanto tornar o mercado mais competitivo e diversificado (Brasil, 2020a).

Além das legislações federais, o Brasil é signatário de acordos internacionais. As mudanças climáticas têm sido discutidas globalmente por meio da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas. No ano de 2015 aprovou-se o Acordo de Paris com o objetivo de reduzir emissões de gases de efeito estufa (GEE). No mesmo ano, foi aprovada a Agenda 2030, na qual foram definidos os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) que abrangem 169 metas. Os ODS representam um grande esforço multilateral para direcionar o mundo para caminhos mais sustentáveis e resilientes (Gusmão Caiado *et al.*, 2018), e nesses esforços incluem-se ações que busquem amenizar os impactos sobre as mudanças climáticas.

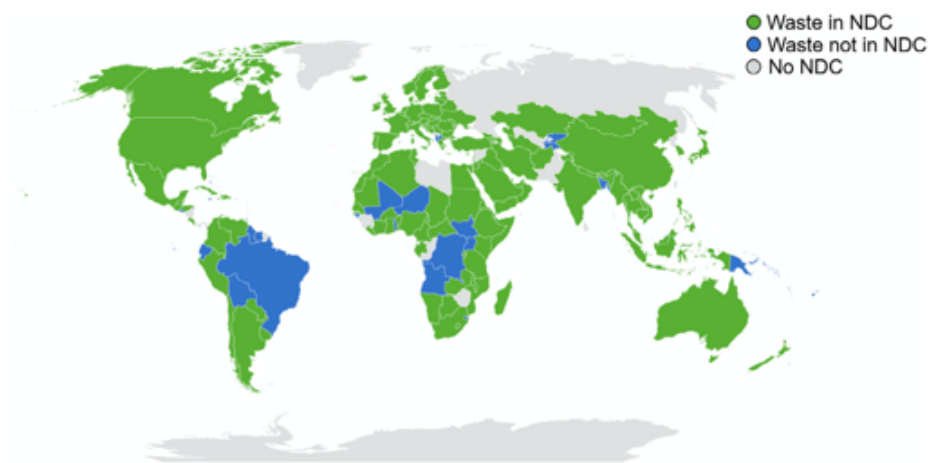
No que tange a estes acordos internacionais, em 2016 o Brasil concluiu o processo de ratificação do Acordo de Paris por meio da Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) e comprometeu-se a reduzir as emissões de GEE em 37% abaixo dos níveis de 2005 até o ano de 2025, com uma contribuição indicativa subsequente de reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 43% abaixo dos níveis de 2005, até o ano de 2030 (NDC Registry, 2016).

De acordo com o inventário mais recente a emissão de GEE em 2005 foi de 2,56 GtCO₂e. Em 2023 a NDC brasileira foi atualizada, e o Brasil assumiu o compromisso de reduzir as suas emissões em 48% até 2025, o que corresponde a emissão líquida de GEE de 1,32 GtCO₂e, e 53% até 2030, o que corresponde a emissão líquida de 1,2 GtCO₂e de GEE, em relação às emissões de 2005 (Brazil, 2023). A Figura 13 ilustra os países que apresentaram compromissos para do setor de resíduos nas NDCs, e observa-se que o Brasil não está inserido dentre eles.

Os países participantes desses acordos são obrigados a desenvolver políticas públicas que incorporem os compromissos firmados. Nesse sentido, um tema de grande importância é a gestão de resíduos sólidos. Diminuir a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reaproveitamento torna-se fundamental (Calderón Márquez *et al.*, 2019).

A implementação de uma estratégia eficiente de gerenciamento de resíduos sólidos está ganhando força. A urgência se torna mais evidente à medida que, a maioria das metas dos 17 ODS têm uma ligação direta com a gestão de resíduos sólidos (Prajapati *et al.*, 2021).

Figura 13 - Mapa mundial dos compromissos do setor de resíduos por Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC).



Fonte: Powell; Chertow; Esty (2018).

A gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos estão relacionados aos ODS, impactando nos resultados de muitos deles de forma direta ou indireta. Como um serviço de utilidade fundamental, do qual mais de 2 bilhões de pessoas carecem atualmente, a gestão de resíduos sólidos é uma questão transversal que pode ser diretamente ligada a 12 dos 17 ODS (Rodić; Wilson, 2017). As mudanças de padrões de produção e consumo impacta no ODS 12, e também no ODS 13, especialmente quando relacionados a bens e produtos com altos níveis de carbono incorporado (COLE *et al.*, 2018) como os combustíveis fósseis.

Luttenberger (2020) enfatiza outros ODS relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos: educação de qualidade (ODS 4) no sentido de igualdade de acesso à educação técnica, profissional e terciária com foco na economia circular, pensamento de sistemas, design para circularidade, empreendedorismo e inovação, trabalho decente e crescimento econômico (ODS 8), indústria, inovação e infra-estrutura (ODS 9), cidades e comunidades sustentáveis (ODS 11), Consumo e produção sustentáveis (ODS 12) e Parcerias para as metas (ODS 17). No tópico 2.5 faz-se uma avaliação mais aprofundada da relação entre ODS e a produção e consumo de CDR.

Observa-se que, globalmente, as políticas públicas tem evoluído e o movimento para transição para uma economia circular tem impulsionado as metas para recuperação de materiais e energia dos resíduos, o que também vem ocorrendo no Brasil. No entanto, a ausência de segurança regulatória referente a qualidade e as regras para utilização e comercialização do CDR pode fazer dele um insumo de baixa atratividade ao mercado.

Além das políticas públicas faz-se necessário que os arranjos institucionais sejam compatíveis e equalizados para que o que foi instituído se torne realidade. Medidas isoladas e sem articulação fazem com que o cenário jurídico não se harmonize com o cenário técnico, social e econômico para que as mudanças ocorram.

Comparando as políticas públicas e normas União Europeia e o Brasil nota-se que este quesito tem grande influência nos caminhos a serem seguidos para a gestão dos resíduos. Portanto, o Brasil, que se encontra em fase inicial no uso em larga escala de tecnologias WtE para RSU, precisa se equipar de uma estrutura legal que dê segurança a todas as partes envolvidas para desenvolvimento do setor.

2.4.4 Normalização aplicável a CDR

As regras de garantia de qualidade claramente definidas são requisitos para o aumento da eficiência energética dos CDR/CSR. As emissões gasosas e o acúmulo de poluentes nos produtos têm que ser minimizados. Além disso, as exigências de diferentes tecnologias de processo exigem padrões bem definidos para comércio e uso dos combustíveis advindos de resíduos (Flamme; Geiping, 2012).

Além das políticas públicas e tratados/acordos internacionais, do ponto de vista técnico, as normas são ferramentas importantes para inserção dos CDR e CSR no mercado. A norma que trata do aproveitamento energético de resíduos é a Norma Brasileira Regulamentadora – NBR 16849:2020 referente a requisitos para resíduos sólidos urbanos para fins energéticos, que trata exclusivamente da utilização energética de resíduos sólidos não perigosos. Há ainda normas gerais de resíduos sólidos sobre gerenciamento, classificação, amostragem, armazenamento e incineração de resíduos sólidos, conforme demonstrado no Quadro 2.

A garantia de qualidade do CSR tem sido um desafio na Europa desde o início dos anos 90. Foram elaboradas diretrizes específicas na Alemanha, Finlândia, Itália e Suíça que definem padrões de qualidade em vários campos de aplicação. A fim de criar uma estrutura comparável de regras dentro da Europa, o Comitê Europeu de Normalização (CEN) fundou o Comitê Técnico CEN/TC 343 "Combustíveis Sólidos Recuperados" em 2002. Sua missão era padronizar a produção e o uso do CSR na Europa (Flamme; Geiping, 2012).

Quadro 2 - Normalização brasileira aplicáveis a área de recuperação energética de resíduos sólidos.

Norma
NBR 17100-1:2023 - Gerenciamento de resíduos Parte 1: requisitos gerais
NBR 16849:2020 - Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos - requisitos
NBR 10004:2004 - Resíduos sólidos - classificação
NBR 10005:2004 - Obtenção do extrato lixiviado de resíduos sólidos
NBR 10006:2004 - Obtenção do extrato solubilizado de resíduos sólidos
NBR 10007:2004 - Amostragem de resíduos sólidos
NBR 11174:1990 - Armazenamento de resíduos classe II - não inertes e inertes - procedimento
NBR 11175:1990 - Incineração de resíduos sólidos perigosos - padrões de desempenho

Fonte: A autora (2023).

O CEN/TC 343 conta atualmente com 34 normas publicadas sobre o tema (Quadro 3), todas aderidas integralmente pela França.

Quadro 3 - Normalização europeia/francesa referente a combustíveis sólidos recuperados – CSR.

Comitê técnico	Norma
Comitê Técnico ISO/TC 300 - CSR	EN ISO 21637/2020 - Vocabulário
	EN ISO 21640/2021 - Especificações e classes
	EN ISO 21644:2021 - Métodos para determinação de teor de biomassa
	EN ISO 21645:2021 - Métodos de amostragem
	EN ISO 21646:2022 - Preparação de amostras
	EN ISO 21654:2021 - Determinação de poder calorífico
	EN ISO 21656:2021 - Determinação de teor de cinzas
	EN ISO 21660-3:2021 - Determinação do teor de umidade usando o método de secagem em estufa - Parte 3: Umidade na amostra de análise geral
	EN ISO 21663:2020 - Métodos para a determinação de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N) e enxofre (S) pelo método instrumental
	EN ISO 21911-2:2022 - Combustíveis sólidos recuperados - Determinação do auto-aquecimento
	EN ISO 21912:2021 - Manuseio e armazenamento seguro de combustíveis sólidos recuperados
	EN ISO 22167:2021 - Determinação do teor de material volátil
	EN ISO 22940:2021 - Determinação da composição elementar por fluorescência de raios X.
Comitê Técnico CEN/TC 343 - CSR	EN 15358/2011: Sistemas de gestão de qualidade - Requisitos particulares para sua aplicação à produção de combustíveis sólidos recuperados
	EN 15408:2011: Métodos para a determinação do teor de enxofre (S), cloro (Cl), flúor (F) e bromo (Br)
	EN 15410:2011: Métodos para a determinação do conteúdo de elementos principais (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si, Ti)
	EN 15411:2011: Métodos para a determinação do conteúdo de elementos vestigiais (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V e Zn)
	EN 15415-1:2011: Determinação da distribuição granulométrica - Parte 1: Método de triagem para partículas de pequenas dimensões
	EN 15415-2:2012: Determinação da distribuição granulométrica - Parte 2: Método de comprimento máximo projetado (manual) para partículas de grandes dimensões

Comitê técnico	Norma
	EN 15415-3:2012: Determinação da distribuição granulométrica - Parte 3: Método por análise de imagem para partículas de grande dimensão
	EN 15590:2011: Determinação da taxa atual da atividade microbiana aeróbica utilizando o índice de respiração dinâmica real
	CEN/TS 15401:2010 - Determinação da densidade aparente
	CEN/TS 15405:2010 - Determinação da densidade de pellets e briquetes
	CEN/TS 15406:2010 - Determinação das propriedades de ponte do material a granel
	CEN/ CEN/TS 15412:2010 - Métodos para a determinação do alumínio metálico TS 15414-1:2010 - Determinação do teor de umidade usando o método a seco em estufa - Parte 1: Determinação da umidade total através de um método de referência
	CEN/TS 15414-2:2010 - Determinação do teor de umidade usando o método a seco em estufa - Parte 2: Determinação do teor de umidade total por um método simplificado
	CEN/TS 15639:2010 - Determinação da durabilidade mecânica de pellets
	CEN/TR 14980: 2004 - Relatório sobre a diferença relativa entre as frações biodegradáveis e biogênicas do CSR
	CEN/TR 15404:2010 - Métodos para a determinação do comportamento de derretimento de cinzas através do uso de temperaturas características
	CEN/TR 15508/2006 - principais propriedades dos combustíveis sólidos recuperados a serem utilizados para o estabelecimento de um sistema de classificação
	CEN/TR 15441/2006 - Diretrizes sobre aspectos de saúde ocupacional
	CEN/TR 15591: 2007 - Determinação do teor de biomassa com base no 14C
	CEN/TR 15716: 2008 - Determinação do comportamento de combustão

Fonte: A autora (2023).

Na Europa o CSR tem o status de resíduos, e o Comitê Europeu de Normalização (CEN) anunciou, em 2008, que não financiaria grupos de trabalho temáticos se o material não tivesse mais o status de resíduo. Opinião oposta à dos produtores e usuários potenciais para os quais o interesse seria obter um status de produto já que isto implicaria na supressão de procedimentos visando a classificação das instalações para receber CSR e a supressão dos investimentos necessários para a adaptação dos sistemas de tratamento de gases de combustão. Entretanto, o status do produto acrescentaria novas restrições administrativas e técnico-econômicas ligadas a novos procedimentos e testes de qualificação de produtos (Record, 2008).

No Brasil, o nome RSUE tem objetivo de manter o status de resíduo ao material, no entanto, considerando que a nomenclatura se difere da adotada pela normalização internacional, traz um novo elemento para discussão e torna a difusão da norma no meio técnico mais difícil ao vincular o nome do combustível a apenas os RSU quando pode ser instrumento de normalização para resíduos não perigosos processados para aproveitamento energético.

No entanto, ainda neste aspecto, a NBR 17100:1, que trata de requisitos gerais de gerenciamento de resíduos, atribui o “status de não resíduo” a um resíduo que tenha sido submetido a uma operação de valorização que o converta em um produto para consumo, insumo ou matéria-prima (ABNT, 2023). Considerando-se estes critérios, o CDR/CSR pode ser enquadrado como status de não resíduo.

Em termos de normalização, considerando que o RSUE corresponde ao combustível que atende padrões da norma brasileira, representa, portanto, ao que a norma internacional chama de CSR, do inglês, *solid recovered fuel* (SRF). A norma brasileira que trata da recuperação energética de resíduos é relativamente recente, publicada em 2020, e a primeira norma europeia para requisitos e classes de CSR, CEN/TS 15359, foi publicada em 2006, sendo atualizada em 2011 e posteriormente substituída pela EN ISO 21640 em 2021.

A norma europeia e a norma brasileira utilizam um sistema de classificação deste combustível alternativo baseado em três características: a característica econômica (poder calorífico inferior), a característica técnica (teor de cloro) e a característica ambiental (teor de mercúrio) (ABNT, 2020; CEN/TS, 2021a).

A norma brasileira distribui os parâmetros do RSUE em 3 classes (Tabela 2), enquanto a norma europeia/francesa possui 5 classes (Tabela 3) para cada parâmetro. A norma francesa considera uma gama mais ampla de valores para todos os parâmetros.

Tabela 2 - Limites para a classificação do resíduo sólido urbano energético (RSUE) – Brasil – NBR 16849/2020.

Unidade	Medida estatística	Classes		
Poder Calorífico Inferior PCI (base seca) Kcal.kg ⁻¹	Limite inferior da média (P ≥ 95%)	P1 PCI ≥ 4750	P2 4750 > PCI ≥ 3580	P3 3580 > PCI ≥ 2390
Teor de cloro (como recebido) %	Limite superior da média (P ≥ 95%)	C1 Cl ≤ 0,5	C2 0,5 < Cl ≤ 1,5	C3 1,5 < Cl ≤ 3,0
Teor de mercúrio (como recebido) mg.kg ⁻¹	Média aritmética Percentil de 80	H1 Hg ≤ 0,1 Hg _{P80} ≤ 0,2	H2 0,1 < Hg ≤ 2,5 0,2 < Hg _{P80} ≤ 0,5	H3 2,5 < Hg ≤ 0,5 0,5 < Hg _{P80} ≤ 1,0

Fonte: ABNT (2020).

Tabela 3 - Classificação dos combustíveis sólidos recuperados (CSR) - Europa/França - EN ISO 21640/2021.

Característica de classificação	Medida estatística	Unidade	Classes				
			1	2	3	4	5
PCI (como recebido)	Medida	MJ.kg ⁻¹	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Cloro (base seca)	Medida	% em massa	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3
Mercúrio (como recebido)	Média	mg.MJ ⁻¹	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,15
	80th Percentil	mg.MJ ⁻¹	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,3

Fonte: CEN/TS (2021a).

O número de classes e as exigências requeridas para cada parâmetro diferem-se entre os documentos: a norma brasileira requer PCI na base seca e a norma europeia conforme recebido. Já para cloro, a norma brasileira exige que seja realizado conforme recebido e a norma europeia na base seca. Estas exigências alteram resultados, já que se considerar que conforme recebido refere-se a análise realizada em base úmida, os valores de PCI tendem a diminuir e os teores de

cloro tendem a aumentar. Além disso, norma europeia correlaciona o parâmetro de mercúrio com o potencial energético e os limites para o mercúrio devem ser apresentados em mg.MJ^{-1} . Para a norma brasileira, os resultados devem ser apresentados em mg.kg^{-1} . A norma europeia é mais restritiva para os níveis mais altos de classificação; assim, a classe 1 da norma europeia exige um combustível de qualidade mais alta do a classe 1 da norma brasileira.

Estes parâmetros são escolhidos para dar uma imagem imediata e simplificada do combustível e as classes impõem limitações ao que pode ser chamado de SRF, mas a classificação em si pode não ser suficiente para um usuário ou outros interessados. O nível de informação detalhada necessária depende de vários fatores diferentes, por exemplo: o uso final do produto, as exigências legislativas, o caráter do material de entrada e a tecnologia utilizada tanto na produção quanto no uso final do CSR (CENT/TS 2021a). Na Itália, por exemplo, nem todas as 125 classes possíveis são adequadas para classificar o CSR como combustível, mas apenas combinações dos seguintes: 1, 2 ou 3 para PCI e Cloro, e 1 ou 2 para mercúrio (Di Lonardo *et al.*, 2016) de acordo com a Norma Uni 9903-1/2004.

Ainda comparando as normas europeia e brasileira, no que tange a elegibilidade do resíduo, a norma brasileira determina que cada lote de combustível produzido deve conter em sua composição pelo menos 50% de RSU, o que justifica a nomenclatura atualmente adotada. No entanto, é possível incrementos maiores de outros resíduos não perigosos, desde que a sua utilização seja justificada ambiental, técnica e economicamente. Os resíduos Classe II, exceto RSU, destinados a preparação do RSUE são considerados elegíveis desde que estejam listados na norma ou se enquadrem nos seguintes critérios: sejam classe II; tenham PCI maior ou igual a $2750 \text{ kcal.kg}^{-1}$ na base seca ($11,5 \text{ MJ.kg}^{-1}$); concentração de cloro menor ou igual a 3% e concentração de mercúrio menor ou igual a 1 mg.kg^{-1} (ABNT, 2020).

Na norma de ambos os países, os materiais aceitos para a produção do combustível são aqueles que não são adequados para reciclagem. A norma francesa não limita, em porcentagem, a fonte dos resíduos para produção do CSR, mas lista as fontes de material de entrada para produção de CSR.

Um outro ponto interessante que difere as normas é a definição da quantidade de resíduo que representa um lote, o que é um requisito importante, uma vez que essa métrica é utilizada para fins de coleta de amostras para classificação e caracterização do material. A norma brasileira determina que a unidade de produção de RSUE deve ter controle de fabricação garantindo informações adequadas que determinem o tamanho máximo dos lotes a serem produzidos, mas não há definição do tamanho máximo do lote como unidade de caracterização (ABNT, 2020). A norma europeia define um tamanho máximo de lote como 1500 toneladas,

com um número mínimo de incrementos, para formar uma amostra composta e um número mínimo de medições a serem realizadas (CEN/TS, 2021a).

No que se refere ao sistema de amostragem, a NBR 16849 define um número mínimo de 10 amostras por lote, mas não especifica o tipo de amostra. Se o número de amostras for inferior a 10, deve ser indicado que este é um período inicial de caracterização do material. Ela também define que o plano de amostragem deve fornecer a frequência mínima de amostragem e até que os resultados da caracterização do conteúdo PCI, cloro (Cl) e mercúrio (Hg) do lote RSU sejam obtidos, uma amostra representativa do material deve ser analisada a cada 500 toneladas ou uma por dia (o que for maior) (ABNT, 2020). No que se refere a normalização europeia, há uma norma, EN ISO 21645, que trata especificamente dos métodos de amostragem para CSR, trazendo em seu escopo tópicos referentes a definição de lote e delimitação do tamanho de um lote, além de determinação de: procedimentos de amostragem; número de incrementos; quantidade mínima de amostra e de incrementos para a adequada caracterização do material (CEN/TS, 2021f).

Ademais, nota-se que a União Europeia possui todo um aparato normativo para classificação e caracterização do CSR, que trata de assuntos que vão desde vocabulário aos materiais e métodos para análise. No Brasil, para a área de resíduos no geral, ainda falta esse aparato em termos de normalização de métodos analíticos aplicados ao tema, o que resulta em uso de metodologias internacionais ou adaptação de métodos aplicados outras áreas como água, esgoto e solos, por exemplo. Observa-se dentre as normas da UE há normas da *International Organization for Standardization* (ISO). O Brasil, por meio da ABNT, também é membro da ISO, mas as normas sobre recuperação energética de resíduos sólidos não foram publicadas pela entidade brasileira.

Destaca-se que países como a Alemanha e Itália possuem normas específicas sobre as características do CSR. A norma alemã RAL-GZ 724 e a norma italiana UNI 9903, levam em consideração além de limites para os parâmetros da norma europeia, teor de umidade e cinzas, e, também, elementos traço, com diferentes valores que dependem do uso e dos resíduos utilizados para compor o combustível (Martignon, 2020).

2.5 ODS e a produção e uso de CDR: contribuições para a Agenda 2030

A utilização de matriz energética proveniente dos resíduos é capaz de cooperar para que agendas ambientais internacionais sejam cumpridas. Neste sentido, os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) (Figura 14) têm atraído a atenção dos diferentes setores

por promover a articulação entre questões ambientais, sociais e econômicas, e são compostos por uma lista definitiva das perspectivas concretas a serem atingidas no planeta.

Figura 14 - 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável – Agenda 2030.



Fonte: Estratégia ODS (2023).

Os ODS são compostos por 169 metas e 254 indicadores. Dos indicadores brasileiros já estabelecidos para cada uma das metas dos ODS verifica-se que 6 dos 17 ODSs podem ser impactados diretamente pela produção e uso do CDR: 7, 8, 9, 11, 12, 13, conforme apresentado no Quadro 4. A coluna denominada status do indicador refere-se aos indicadores para os quais o Brasil já definiu alguma forma de mensurá-lo para aferir a contribuição dentro do alcance dos ODS. É alarmante que alguns indicadores brasileiros ainda estejam sem dados considerando a importância da Agenda 2030 do cenário global.

Quadro 4 - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável relacionados a produção e uso do CDR: impacto no alcance das metas e indicadores brasileiros.

Objetivo	Metas	Indicadores	Status do indicador
7: Energia limpa e acessível	7.2 - Até 2030, aumentar substancialmente a participação de energias renováveis na matriz energética global	7.2.1- Participação das energias renováveis na Oferta Interna de Energia (OIE)	Produzido
8: Emprego Decente e Crescimento Econômico	8.4 - Melhorar progressivamente, até 2030, a eficiência dos recursos globais no consumo e na produção, e empenhar-se para dissociar o crescimento econômico da degradação ambiental, de acordo com o Plano Decenal de Programas sobre Produção e Consumo Sustentáveis, com os países desenvolvidos assumindo a liderança	8.4.1 - Pegada material, pegada material per capita e pegada material em percentagem do PIB 8.4.2 - Consumo interno de materiais, consumo interno de materiais per capita e consumo interno de materiais por unidade do PIB	Sem dados
9 - Indústria, Inovação e Infraestrutura	9.4 - Até 2030, modernizar a infraestrutura e reabilitar as indústrias para torná-las sustentáveis, com eficiência aumentada no uso de recursos e maior adoção de tecnologias e processos industriais limpos e ambientalmente adequados; com todos os países atuando de acordo com suas respectivas capacidades	9.4.1 - Emissão de CO ₂ pelo PIB	Produzido
11: cidades e comunidades sustentáveis	11.6 - Até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo per capita das cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros	11.6.1 Proporção de resíduos sólidos urbanos coletados e gerenciados em instalações controladas pelo total de resíduos urbanos gerados, por cidades.	Produzido
12. Consumo e produção sustentáveis	12.2 - Até 2030, alcançar a gestão sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais	12.2.1 - Pegada material, pegada material per capita e pegada material em percentagem do PIB 12.2.2 - Consumo interno de materiais, consumo interno de materiais per capita e consumo interno de materiais por unidade do PIB	Sem dados
	12.5 - Até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso	12.5.1 - Taxa de reciclagem nacional por toneladas de material reciclado	Produzido
	13.2 - Integrar medidas da mudança do clima nas políticas, estratégias e planejamentos nacionais.	13.2.2. Emissões totais de gases de efeito estufa por ano	Produzido
13. Ação contra a mudança global do clima	14.1 - Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável	14.1.1. - a) Índice de eutrofização costeira; e b) densidade de detritos plásticos	Sem dados

Fonte: A autora (2023) adaptado de Estratégia ODS (2023).

Para estabelecer a correlação entre o CDR e os ODS de forma mais objetiva, fez-se uma busca de publicações sobre o tema com espaço temporal de 5 anos, utilizando a base de dados *Web of Science* uma vez que esta disponibiliza um filtro específico, denominado “Objetivos do Desenvolvimento Sustentável”, que compara as metas individuais dos ODS aos *Micro Citation Topics*, que refinam os resultados de pesquisa em um nível mais específico, por meio de 2.500 tópicos de citação de nível micro disponíveis com base nos resultados da pesquisa. Assim, os *Micro Citation Topics* foram associados aos ODS para mapeamento do impacto científico das publicações no alcance destes objetivos.

Inicialmente, foram utilizadas como palavras-chaves de busca “*Solid Recovered Fuel*” ou “*Refuse Derived Fuel*” and “*Municipal Solid Waste*”. Para filtrar os resultados, foram excluídos os artigos de revisão e excluídas categorias do *Web of Science* que não se relacionam com o tema de interesse, dentre eles: *Nutrition Dietetics, Optics, Physics fluids plasmas; materials Science ceramics, business; computer Science interdisciplinary applications; remoting sensing; engineering biomedical, meteorology atmospheric sciences, computer Science information systems, food Science technology; oceanography, crystallography, engineering Aerospace, telecommunications.*

Após a delimitação por meio das palavras-chave, utilizou-se o filtro ODS, que mapeia os artigos com potencial de impacto em cada um dos ODS e selecionou-se para cada ODS, no mínimo 15 artigos mais relevantes, conforme classificação da própria base de dados, para avaliação. Fez-se também a filtragem por país selecionando as publicações brasileiras e avaliando todos os artigos disponíveis por ODS, incluindo-os dentre os 15 selecionados (Tabela 4). Ressalta-se que nem sempre os 15 primeiros resultados de relevância da base de dados estavam de acordo com tema, e, portanto, foram selecionados os 15 mais relevantes e relacionados a temática CDR. Para os indicadores que o *Web of Science* não apontou embasamento científico suficiente, fez-se buscas específicas de publicações sobre o tema para preencher estas lacunas.

Tabela 4 - CDR: número de artigos resultantes da busca na base de dados Web of Science para o filtro referente aos Objetivos do desenvolvimento sustentável

ODS	Palavras-chaves utilizadas na busca da base de dados Web of Science			
	<i>RDF or SRF</i>	<i>RDF or SRF</i> <i>Filtro: Brasil</i>	<i>RDF or SRF</i> <i>and MSW</i>	<i>RDF or SRF</i> <i>and MSW</i> <i>Filtro: Brasil</i>
02	40		28	
03	13		7	
04	1		1	

ODS	Palavras-chaves utilizadas na busca da base de dados Web of Science			
	<i>RDF or SRF</i>	<i>RDF or SRF Filtro: Brasil</i>	<i>RDF or SRF and MSW</i>	<i>RDF or SRF and MSW Filtro: Brasil</i>
06	52		15	7
07	421	11	199	
08	1		1	
09	2		2	
11	225	8	185	7
12	331	10	216	7
13	77		30	
14	5		3	
15	3		1	
Total de artigos gerados na busca	1072	27	538	15

Fonte: A autora (2023).

A luz da experiência e literatura internacional, baseando-se nos artigos citados na Tabela 4, o Quadro 5 apresenta as contribuições do CDR e os ODS, definidos no Quadro 4, relacionados a cada uma dessas contribuições. Nota-se destaque para os ODS 11 e 12. Ressalta-se que estas são perspectivas futuras que poderão ser englobadas pelos indicadores brasileiros para cumprimento das metas dos ODS.

Os artigos consultados por meio da busca na base de dados *Web of Science* também permitiram realizar uma breve discussão e visualização de como a produção e o uso do CDR têm potencial de impacto nos ODS para o Brasil. A discussão abordou cada um dos ODS citados na Tabela 4 e adicionalmente o ODS 1, uma vez que Shehata *et al.* (2022) afirma que o CDR pode contribuir para o alcance deste ODS, assim, de forma a realizar um contraponto, este foi incluso na discussão que se apresenta a seguir.

Essa discussão permitiu averiguar que a produção e o uso do CDR também possuem potencial para colaborar de forma indireta com o alcance de alguns ODS, no entanto, é necessário uma análise aprofundada e objetiva para avaliar este potencial e mensurar a real contribuição.

Ressalta-se que o filtro referente ao ODS na base de dados *Web of Science* contribui com a busca, no entanto, em muitos casos retorna resultados não compatíveis, portanto, este recorte demonstra que deve ser usado com cautela para aferição do impacto da pesquisa científica no alcance da Agenda 2030.

Quadro 5 - Contribuições do CDR para alcance dos ODS.

Contribuição do CDR	Referências	ODS				
Promoção de economia circular reduzindo a pegada material	(Berardi <i>et al.</i> , 2020; Boonsakul <i>et al.</i> , 2021; Brožek <i>et al.</i> , 2022; Chavando <i>et al.</i> , 2022; Chaves <i>et al.</i> , 2021; Torre-Bayo, <i>et al.</i> , 2023; Mallick e V, 2023; Mateus <i>et al.</i> , 2023).					
Promoção de melhoria da eficiência no uso dos recursos globais, seja na produção ou no consumo de bens e serviços	(Boonsakul <i>et al.</i> , 2021; Chaves <i>et al.</i> , 2021; Chaves ; Siman ; Chang, 2021; Ferronato <i>et al.</i> , 2022; Marques <i>et al.</i> , 2021; Sakri <i>et al.</i> , 2021; Silva ; Contreras ; Bortoleto, 2021).					
Redução da demanda por uso e ocupação do solo para disposição de resíduos – economia de terra	(Chaves <i>et al.</i> , 2021; Cheela; John; Dubey, 2021; Dolla ; Laishram, 2021; Torre-Bayo, <i>et al.</i> , 2023; Marques <i>et al.</i> , 2021; Mateus <i>et al.</i> , 2023; Paes <i>et al.</i> , 2020).					
Aumento da disponibilidade de combustível alternativo e renovável	(Alobaid ; Ströhle, 2021; Boonsakul <i>et al.</i> , 2021; Chavando <i>et al.</i> , 2022; Chaves <i>et al.</i> , 2021; Cheela ; John ; Dubey, 2021; Marques <i>et al.</i> , 2021; Tiburcio <i>et al.</i> , 2021).					
Diversificação da matriz energética	(Infiesta <i>et al.</i> , 2019; Sakri <i>et al.</i> , 2021; Sarquah <i>et al.</i> , 2023; Tiburcio <i>et al.</i> , 2021).					
Melhoria no gerenciamento de RSU e promoção da reciclagem energética	(Chaves <i>et al.</i> , 2021; Cheela ; John; Dubey, 2021; Ferronato <i>et al.</i> , 2022; Sakri <i>et al.</i> , 2021; Torres ; Lange, 2022).					
Geração de energia e calor	(Alobaid; Ströhle, 2021; Dolla; Laishram, 2021; Ferreira <i>et al.</i> , 2021; Haaf <i>et al.</i> , 2020; Lee <i>et al.</i> , 2020; Marques <i>et al.</i> , 2021).					
Redução as emissões de gases de efeito estufa	(Alobaid; Ströhle, 2021; Boonsakul <i>et al.</i> , 2021; Chavando <i>et al.</i> , 2022; Dolla; Laishram, 2021; Haaf <i>et al.</i> , 2020; Infiesta <i>et al.</i> , 2019; Mateus <i>et al.</i> , 2023; Sakri <i>et al.</i> , 2021; Sarquah <i>et al.</i> , 2023; Shehata <i>et al.</i> , 2022; Tiburcio <i>et al.</i> , 2021).					
Certas tecnologias de uso do CDR geram subprodutos que podem ser utilizados em outros processos.	(Chen, Baitong <i>et al.</i> , 2020; Porsnovs <i>et al.</i> , 2021; Vamvuka; Esser; Marinakis, 2023).					

Fonte: A autora (2023).

ODS 1 – ERRADICAÇÃO DA POBREZA

Shehata *et al.* (2022) consideraram que a o CDR pode influenciar no ODS 1 (erradicação da pobreza) e o relacionam com a geração de emprego, crescimento econômico e redução de custos industriais que, segundo os autores, poderiam ser reinvestidos em empregos e aumento de renda dos empregados. No entanto, é difícil inferir que o aumento do lucro de quem produz, refletirá em toda a cadeia envolvida na produção. Mensurar esse combate à pobreza como fruto do uso do CDR pode não ser tão palpável, portanto, considera-se que o CDR até o momento não possui contribuição para este ODS. Este cenário pode ser alterado com a inclusão de metas e indicadores mais específicos que permitam visualizar esta contribuição.

ODS 2 – FOME ZERO E AGRICULTURA SUSTENTÁVEL

Os resultados de busca deste ODS resultaram em artigos com foco em biosecagem de resíduos orgânicos biodegradáveis, tecnologia que até o momento não é aplicável ao CDR produzido em larga escala no Brasil. Isso se deve ao *micro citations topics* que utilizada palavras-chave, como *farmers. urban agriculture, composting e biochar*. Além da secagem da matéria orgânica para uso como CDR não ser uma realidade no Brasil, há alternativas que devem ser aplicadas para esta fração no que se refere a hierarquia dos resíduos. Portanto, apesar da base de dados apresentar relação entre CDR/CSR/RSU com o ODS 2 não foram identificados indícios de contribuição com este objetivo.

ODS 3 – SAÚDE E BEM ESTAR

A gestão de resíduos, o que inclui o máximo aproveitamento, pode contribuir para melhoria da qualidade ambiental. Além disso, devido ao alto teor de umidade, os RSU mistos contêm populações de microrganismos que apresentam alta biodiversidade, o que representa um risco a saúde pública (Pawlat *et al.*, 2021), portanto, a separação das frações que compõem o resíduo e a realização da destinação ambientalmente adequada contribuem para redução da incidência de doenças advindas dos RSU, bem como contribuir para redução da contaminação e poluição do ar, água e solo.

A capacidade de transformar os resíduos em CDR proporcionará um ambiente mais saudável e limpo e gerará uma contribuição significativa para o ODS 3 no que tange ao bem-estar humano (Shehata *et al.*, 2022), no entanto, isso poderá impactar de forma indireta na meta

3.9 desta ODS, referente a redução as taxas de mortalidade relacionadas a saneamento, por exemplo. Vale ressaltar que a gestão dos RSU é parte integrante do saneamento básico no Brasil.

ODS 4 – EDUCAÇÃO DE QUALIDADE

A busca resultou em somente um artigo para este ODS e não foi identificada relação do conteúdo destas publicações com impacto na produção e uso do CDR.

ODS 6 – ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO

A adequada gestão dos RSU, incluindo o desvio para produção de CDR evita que estes materiais atinjam cursos hídricos e sejam depositados em sistemas de tratamento de efluentes, contribuindo, de forma indireta, para que os indicadores da meta 6.3 sejam atingidos.

No ODS 6 a temática dos sólidos urbanos que compõe um dos eixos do saneamento básico no Brasil, não foi devidamente explorada. Este ODS visa garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos. Apesar do potencial da produção do CDR reduzir o montante de RSU enviados aos aterros sanitários e lixões, além de promover a hierarquia dos resíduos e reciclagem energética, este objetivo retrata superficialmente a questão de saneamento sem incorporar metas relacionadas a RSU dentre os indicadores de alcance deste ODS.

Além da produção do CDR a partir dos RSU coletados nas cidades, Boonsakul *et al.* (2021) ressaltam que uma opção a ser aplicada é a mineração de lixões para produção de CDR, com capacidade de promover uma abordagem circular para a aproveitamento de resíduos, reduzindo os impactos ambientais negativos e, para certas regiões, a necessidade de importação de energia.

Após o uso do CDR, os *biochars*, produtos da queima do CDR, preparados por meio de processos de torrefação, carbonização e pirólise podem ser utilizados como adsorventes de hidrocarbonetos para tratamento de águas residuárias contaminadas com óleos ou hidrocarbonetos (Porsnovs *et al.*, 2021) e reduzir emissões de H₂S, proveniente de armazenamento de dejetos em locais de criação de animais (Chen *et al.*, 2020).

No mais, destaca-se que Torre-Bayo *et al.* (2023) analisaram a viabilidade da produção de CDR a partir dos resíduos da triagem de estação de tratamento de águas residuárias como

forma de reduzir a quantidade de resíduos, evitar impactos econômicos e ambientais. Estes resíduos de triagem destas estações correspondem a RSU descartados de maneira inadequada, portanto, a destinação final ambientalmente adequada contribui para a qualidade das águas e reduz o impacto nos processos de tratamento de efluentes.

Foi constatado que para este ODS o *micro citation topics* utiliza palavras-chave direcionadas a água, negligenciando as demais áreas do saneamento. Somando-se a isso, as próprias metas e indicadores dos ODS não tem foco na área de resíduos como precursor de transformação para implementação da Agenda 2030, portanto, mas há potencial para que o CDR tenha impacto indireto no alcance dos indicadores 6.3.1. e 6.3.2 deste ODS.

ODS 7 – ENERGIA LIMPA E ACESSÍVEL

O aumento do uso de CDR pode contribuir para diversificação da matriz energética brasileira, tornando-a mais renovável, e ainda contribuir de forma direta com o indicador da meta 7.2 (Quadro 4). O RSU convertido em CDR pode ser usado como fonte de combustível renovável uma vez que o processamento dos RSU promove melhoria nas propriedades do material para uso alternativo aos combustíveis convencionais (Infesta *et al.*, 2019), corroborando as metas 7 (energia acessível e limpa) e 13 (ação climática) da Agenda 2030 das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável, devido aos benefícios socioambientais e econômicos relacionados ao CDR (Tiburcio *et al.*, 2021).

Dentre os processos para conversão de CDR em fonte de energia renovável, Ferreira *et al.* (2021), Lee *et al.* (2020) e Marques *et al.* (2021) demonstraram que há viabilidade para o uso do CDR em processos de gaseificação para geração de eletricidade. Mallick e V (2023) verificaram que o uso de CDR na tecnologia de gaseificação de plasma integrada com célula de combustível de carbonato fundido demonstrou eficiência para a cogeração de H₂ e energia. Para Pio *et al.* (2020) a cogaseificação de CDR com biomassa também pode ser um processo altamente promissor para a valorização de resíduos como um recurso energético. Um outro processo que pode ser aplicado para aprimorar as propriedades do combustível e valorizar o CDR é a torrefação (Stępień *et al.*, 2019).

O uso de CDR para coprocessamento no setor de cimento pode ser uma alternativa viável uma vez que setor demanda de grande quantidade de energia. Desta forma, este setor tem potencial para explorar parte dos resíduos que atualmente não são reciclados e são enviados para descarte final (Ferronato *et al.*, 2022; Torres; Lange, 2022). O uso de combustíveis alternativos como o CDR em substituição ao carvão reduz o consumo de energia elétrica e as

emissões de NOx e SOx (El-Salamony; Mahmoud; Shehata, 2020).

Um ponto de destaque na queima de CDR é sua composição biogênica. Devido às frações de resíduos orgânicos presentes no RSU, as emissões líquidas negativas de CO₂ são viáveis ao integrar processos de captura e armazenamento de carbono (CCS) às usinas de WtE (Haaf *et al.*, 2020). Assim, conclui-se que a utilização de resíduos como combustíveis alternativos maximizará o valor desses resíduos, gerará energia mais limpa que a proveniente dos combustíveis fósseis (Shehata *et al.*, 2022), e reduzirá o descarte de RSU (Marques *et al.*, 2021) minimizando a pegada ambiental com a circularidade aplicada a reciclagem de CO₂ (Mallick; V, 2023).

Apesar de Shehata *et al.* (2022) considerarem que o CDR impacta na meta 7.1., a qual trata que até 2030 deve-se assegurar o acesso universal, confiável, moderno e a preços acessíveis a serviços de energia, esta não é uma realidade brasileira atual. O acesso da população a eletricidade e acesso primário a combustíveis e tecnologias limpas, não possui influência do CDR no território nacional, já que este material é comumente aplicado para produção de calor. O CDR teria potencial, caso venha a ser utilizado, por exemplo, em termelétricas, substituindo combustíveis fósseis e, futuramente, cooperar para atingimento desta meta.

No entanto, a exploração de resíduos para energia ainda é limitada por desafios tecnológicos e custos operacionais. Desta forma, é importante reconhecer a importância da coordenação entre países tecnologicamente avançados e países menos avançados para atingir as metas globais estabelecidas no que diz respeito à expansão da energia renovável. Desta forma, a meta 7.a, a qual estabelece que até 2030 deve-se reforçar a cooperação internacional para facilitar o acesso a pesquisa e tecnologias de energia limpa, incluindo energias renováveis, eficiência energética e tecnologias de combustíveis fósseis avançadas e mais limpas, e promover o investimento em infraestrutura de energia e em tecnologias de energia limpa, reconhece a necessidade de perseguir os ODS com a abordagem “o todo é maior que a soma de suas partes”, em que os objetivos são perseguidos com o mundo como uma unidade e não como países individuais. Dito isso, a transferência subsidiada de tecnologias de países avançados para países em desenvolvimento é central (Alqattan *et al.*, 2018).

ODS 8 – EMPREGO DECENTE E CRESCIMENTO ECONÔMICO

A busca resultou em somente um artigo para este ODS e não foi identificada relação do conteúdo desta publicação com a produção e uso do CDR. No entanto, no Quadro 7 identificou-se que o uso do CDR pode contribuir para a redução do uso de combustíveis fósseis em busca

do atingimento da meta 8.4 deste ODS, influenciando na pegada material e no consumo interno de materiais, por se tratar de um combustível alternativo e renovável. Este é um indicador que ainda não possui metodologia de aferição, portanto, impossibilita uma avaliação mais específica do impacto do CDR.

O crescimento populacional elevou a demanda de energia e o aperfeiçoamento das indústrias pesadas em todo o mundo, o que reflete na demanda por combustíveis. Por exemplo, os custos de energia representam de 30% a 40% dos custos operacionais de uma fábrica de cimento. Assim, o custo flutuante dos combustíveis fósseis, o elevado consumo de energia e os impactos ambientais negativos têm incentivado a substituição de combustíveis fósseis por combustíveis alternativos nas fábricas de produção de cimento (Shehata *et al.*, 2022).

Uma das vantagens do CDR é sua ampla disponibilidade, considerando o potencial de produção e a quantidade e diversidade de resíduos não perigosos gerados, e o fato de que sua utilização é necessária por razões ambientais, promovendo a economia circular (Brožek *et al.*, 2022) reduzindo a pegada material ao imprimir um novo uso por meio da recuperação do material após o descarte.

ODS 9 – INDÚSTRIA, INOVAÇÃO E INFRAESTRUTURA

O CDR tem potencial para aumentar a eficiência no uso de recursos e tornar os processos industriais mais limpos, além de promover a adoção de tecnologias e processos mais eficientes para destinação ambientalmente adequada dos RSU. Sarquah *et al.* (2023) afirmam que pode ainda promover ganhos ambientais, sociais e econômicos devido ao potencial de uso para co-combustão e geração de eletricidade promovendo soluções alternativas e menos poluentes ao processo industrial.

O coprocessamento de combustíveis alternativos em indústrias de fabricação de cimento é considerado uma aplicação ambientalmente viável e preferível ao aterramento e incineração (Shehata *et al.*, 2022). Para uso do CDR é necessária a adaptação nos sistemas de produção de cimento, que vão desde alimentação ao tratamento das emissões gasosas (Chaves *et al.*, 2021), portanto, o alcance dos deste ODS está vinculado a inovação e infraestrutura.

Vários estudos mostram que há vantagens no uso de CDR na indústria de cimento, tais como: redução do uso de combustíveis fósseis; reciclagem de materiais, pois a fração de resíduos inorgânicos é incluída no material de cimento, (Berardi *et al.*, 2020), cooperando com projetos de economia circular, e diversificando a matriz energética (Sarquah *et al.*, 2023). Também coopera para a extensão do ciclo de vida do aterro, e na redução nas emissões de GEE

(CO₂ equivalente). Deste modo, pode ser explorado como créditos de compensação de carbono no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto e/ou mercados voluntários de compensação de carbono financeiramente justificados (Chaves *et al.*, 2021).

Além disso, subprodutos de processos de pirólise de CDR, como o gás, *biochar* e bio-óleo por exemplo, podem apresentar potencial energético para geração de energia, calor e eletricidade (Vamvuka; Esser; Marinakis, 2023), o que pode se estender a outros subprodutos de processos térmicos, ampliando as possibilidades de incremento destes novos materiais no setor industrial.

Neste sentido, o CDR pode contribuir para alcance da meta 9.4, que possui apenas um indicador, referente a emissão de CO₂ pelo PIB. No entanto, o escopo da meta retrata que até 2030 deve-se modernizar a infraestrutura e reabilitar as indústrias para torná-las sustentáveis, com eficiência aumentada no uso de recursos e maior adoção de tecnologias e processos industriais limpos e ambientalmente adequados; com todos os países atuando de acordo com suas respectivas capacidades. Acredita-se que somente este indicador pode não ser suficiente para contemplar a aferição de alcance desta meta, mas há possibilidade do CDR contribuir positivamente com este ODS. Um exemplo disso é a indústria cimenteira que já contempla em seu *roadmap* o uso do CDR para redução do consumo de combustíveis fósseis e emissões de GEE.

ODS 11 – CIDADES SUSTENTÁVEIS

A meta 11.6 deste ODS tem como indicador a proporção de RSU coletados e gerenciados em instalações adequadas (Quadro 4). O CDR tem potencial para contribuir diretamente com esta meta, no entanto, o cálculo para o indicador 11.6.1. inclui estimativa de massa disposta em aterros sanitários e da massa recuperada de resíduos sólidos recicláveis secos e orgânicos, mas não contempla a parcela destinada a recuperação energética, portanto, em teoria, a contribuição do CDR não é contabilizada.

O aumento da demanda de energia em países de alta, média e baixa renda resultante da combinação de urbanização e crescimento populacional acarreta em crescente consumo de produtos e serviços, culminando na geração de resíduos que excedem a capacidade sustentável dos ecossistemas (Avtar *et al.*, 2019; Chavando *et al.*, 2022). É imperativo que os sistemas gerenciem melhor os resíduos como um recurso para redução de impactos ambientais e sociais (Berardi *et al.*, 2020), e o CDR pode oferecer outra opção de tratamento para o setor de gestão

de resíduos sólidos.

A gestão de resíduos é fundamental e pode ser a diferença definitiva entre uma cidade sustentável e uma que não adota práticas de sustentabilidade. Quando as cidades geram quantidades incontáveis de resíduos, isso as torna insustentáveis. No entanto, esses resíduos têm enormes depósitos de energia que podem ser aproveitados para o seu potencial de energia renovável (Alqattan *et al.*, 2018).

O desenvolvimento de cidades de baixo carbono e a mitigação das emissões de GEE em comunidades urbanas são urgentes. Há um grande potencial para melhorar o inventário de GEE em nível comunitário (Zhao *et al.*, 2021), e, portanto, explorar matérias primas alternativas e sustentáveis como o CDR pode colaborar para este ODS. Ao utilizar CDR/CSR em processos de combustão e gaseificação, por exemplo, o valor energético é recuperado e reinserido no ciclo de vida destes materiais (Mateus *et al.*, 2023).

O CDR tem potencial para reduzir os resíduos não reciclados descartados em aterros sanitários e possui desempenho adequado como combustível alternativo para a produção de cimento mais limpo. Tem-se emissões de CO₂e evitadas devido ao descarte de resíduos, ao fornecimento de combustível e à substituição de combustíveis fósseis no processo produtivo (Chaves *et al.*, 2021). Além disso, pode reduzir significativamente o impacto sobre a capacidade de descarte no aterro sanitário local, reduzir o uso de recursos (Chaves; Siman; Chang, 2021; Sakri *et al.*, 2021; Silva; Contreras; Bortoleto, 2021), a contaminação dos cursos de água (Mateus *et al.*, 2023) e contribuir para a economia circular (Chavando *et al.*, 2022; Mateus *et al.*, 2023).

A destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos não utilizados constitui uma medida econômica e socioambiental para a sustentabilidade urbana (Slomski *et al.*, 2020). As dinâmicas institucionais podem impactar positivamente o desenvolvimento dos negócios dos combustíveis alternativos, ao desenvolver legislação mais robusta, determinar responsabilidades locais e regionais, transformar o desafio da gestão dos resíduos em investimento e economia (Shehata *et al.*, 2022). Isto envolve dar oportunidades, apoiar com diretrizes e capacitação, ampliar oportunidades de investimento no setor e determinar auxílios para orçamentos e métodos de financiamento necessários para mudança do cenário e suporte dos setores envolvidos.

ODS 12 – CONSUMO E PRODUÇÃO RESPONSÁVEIS

Os RSU têm grande potencial energético como recurso de energia renovável, o qual

pode ser recuperado por diferentes instalações de transformação de resíduos em energia (O *et al.*, 2021; Zaman *et al.*, 2021). O uso do CDR substitui combustíveis convencionais, aumenta a capacidade instalada de energia renovável, reduz emissões e promove a reciclagem energética (Sakri *et al.*, 2021). Dentre os produtos do uso do CDR pode-se obter o hidrogênio (Mallick; V, 2023), syngas ou gás de síntese (Marques *et al.*, 2021), energia e/ou calor (Haaf *et al.*, 2020).

O ODS 12, meta 12.2, e ODS 8, meta 8.4, possuem indicadores similares referentes a pegada material e consumo interno de materiais. Como já foi demonstrado anteriormente, o CDR tem potencial para contribuir para alcançar uma gestão sustentável e uso eficiente dos recursos naturais, com foco na pegada material e índices de consumo de materiais. O uso de materiais com menor impacto ambiental pode colaborar com o alcance destes indicadores, que até o momento, permanecem sem metodologia de aferição.

O setor de cimento é altamente dependente de combustíveis fósseis e pode representar um mercado importante para o CDR no Brasil e, embora o CDR possa ser usado para geração de eletricidade, o seu uso no Brasil seria mais eficiente se fosse direcionado para o coprocessamento em uma matriz energética de combustível fóssil (Chaves *et al.*, 2021).

A produção de CDR e a recuperação de energia relacionada no setor de cimento europeu representam o estado da arte em gestão de resíduos, tendo evoluído para um requisito importante de uma economia sustentável e circular (Sarc *et al.*, 2019). Para se ter uma ideia desse potencial para a produção e consumo sustentáveis Ferronato *et al.* (2022) relatou que na Bolívia o uso de CDR tem potencial para suprir cerca de 8 a 23,4% da demanda de energia para a produção de cimento resultando na conservação de fontes virgens e na redução dos impactos ambientais.

Glushkov, Kuznetsov e Paushkina (2020) sugerem a troca de usinas térmicas típicas movidas a carvão por combustível composto por RSU, dentre outros resíduos, em regiões da Rússia como forma de reduzir riscos ambientais e diminuir o consumo de carvão para a geração de energia. Em 25 anos esta estratégia poderá economizar 145 milhões de toneladas de carvão e recuperar cerca de 190 a 260 milhões de toneladas de resíduos.

Em plantas de produção de cimento o uso direto do RSU bruto não é adequado, portanto, faz-se necessário o processamento do resíduo para produção de CDR para garantir propriedades de qualidade constantes e estáveis, altas taxas de substituição (Curtis *et al.*, 2019) e alcance de benefícios ambientais (Silva; Contreras; Bortoleto, 2021), o que corrobora o papel deste combustível alternativo para produção sustentável deste setor.

Considerando as implicações da ecologia industrial, a produção de CDR para uso no setor de cimento é altamente atraente, pois não só promove a prevenção da poluição, a

minimização de resíduos e a simbiose industrial, mas também cria um valor de mercado melhor para os produtos de cimento (Chaves; Siman; Chang, 2021).

Mas não somente este setor pode ser beneficiado. Han *et al.* (2021) utilizaram o CDR, preparado por meio de carbonização do RSU, como combustível alternativo no processo de sinterização de minério de ferro de empresa siderúrgica, e comprovaram a viabilidade de redução de custos com o coque de petróleo (Han *et al.*, 2021). Desde que o CDR tenha um sistema de gerenciamento de qualidade, pode-se garantir a viabilidade técnica do uso dessa fonte robusta endógena de energia, contribuindo para a implementação da abordagem da economia circular nas diversas áreas de atividade (Berardi *et al.*, 2020).

Já foi mencionado anteriormente a capacidade de recuperação de CDR em áreas de disposição final de RSU. Estas áreas podem ser consideradas estoques urbanos e reservatórios de recursos para potencial recuperação de energia. A recuperação do material residual de aterros sanitários aumenta a vida útil do aterro e reduz o uso de fontes de energia não renováveis, ofertando um combustível alternativo (Cheela; John; Dubey, 2021).

O CDR tem capacidade de fornecer uma fonte de energia verde e reduzir o desperdício de materiais. Na economia circular, a maior contribuição do CDR veio de sua capacidade de reutilizar materiais residuais (Shehata *et al.*, 2022). A implementação da economia circular nos setores de combustíveis é grande porque cerca de 75% da produção de energia é baseada em fontes não renováveis (Korhonen; Honkasalo; Seppälä, 2018).

A meta 12.1 trata da implementação de planos decenais de programas sobre produção e consumo sustentáveis. Estes planos implementam ações compartilhadas entre os diferentes entes federativos (união, estados e municípios), e seu período de duração, 10 anos, abrange de duas a três gestões de governos evitando descontinuidade das políticas públicas a cada novo mandato. O indicador desta meta refere-se ao número de países que incorporam o consumo e a produção sustentáveis em planos de ação nacionais ou como uma prioridade ou uma meta nas políticas nacionais. Este é um indicador binário, sim ou não, e a aferição de seu atendimento dá-se pela verificação de existência ou não de plano nacional de produção e consumo sustentável.

No Brasil, o Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis foi lançado com um primeiro ciclo de 2011 a 2014, mas não constam novas atualizações nos documentos disponibilizados pelo governo federal. No entanto, nos dados disponíveis referentes ao atendimento do indicador consta como atendido também para os anos de 2015 a 2019 (ODS Brasil, 2023), o que é no mínimo controverso, já que o plano de ação nacional não inclui ciclos com estes períodos. Além disso, o indicador não contabiliza a incorporação de produção e

consumo sustentáveis como uma prioridade ou uma meta nas políticas nacionais. Portanto, a forma de aferição não atende por completo ao que é requerido no indicador. O incentivo à produção e o uso do CDR nos planos de ações nacionais, nas metas e nas prioridades das políticas nacionais podem contribuir para o atingimento deste ODS.

Este ODS conta ainda com a meta 12.5 referente a redução na geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso. O aproveitamento energético também poderia também ser incluído meta, no entanto, o indicador está relacionado somente a taxa de recuperação de resíduos recicláveis secos e orgânicos no país, portanto, há potencial para que o CDR contribua por meio da reciclagem energética, mas o cálculo em prática, não permite que seja aferido.

Dentro do ODS 12 também há meta 12.6 que trata do incentivo as empresas de práticas sustentáveis e integração de informações desta natureza em seus ciclos de relatórios. O indicador desta meta refere-se ao número de empresas que publicam relatórios de sustentabilidade. O indicador desta meta, não afere o que a meta propõe. Poderia ser utilizado um indicador mais robusto, uma vez que publicar um relatório não se configura como uma prática que incentive práticas de sustentabilidade. Este é um ODS que pode ter a contribuição indireta do CDR, seja na produção, com envio de resíduos classe II para produção de CDR, seja no uso, como combustível alternativo.

ODS 13 – AÇÃO CONTRA A MUDANÇA DO CLIMA

O uso do CDR pode contribuir com a redução das emissões nos setores de energia, industrial e de resíduos. Segundo Shehata *et al.* (2022), a implementação combustíveis alternativos é recomendada para minimizar essas emissões e reduzir a dependência de combustíveis fósseis. Para este ODS o indicador 13.2.2 da meta 13.2 trata, de forma geral, do cálculo das emissões anuais de GEE.

Uma usina WtE equipada com captura e armazenamento de carbono permite uma solução econômica para, ao mesmo tempo, tratar o RSU de forma neutra em termos de carbono e fornecer calor e/ou energia limpos, além de emissões negativas de CO₂ (Haaf *et al.*, 2020).

A melhoria do processo de usinas termelétricas e indústrias de cimento e metalúrgicas representa um método eficaz para reduzir as emissões de GEE, o que pode incluir aumento de eficiência e a flexibilidade do processo. O aumento do uso de fontes de energia renováveis contribui para a redução das emissões de CO₂ no setor de geração com a substituição de combustíveis fósseis pelo uso de fontes alternativas de energia, como CDR/CSR (Alobaid;

Ströhle, 2021).

Assim, o uso de CDR não apenas reduz as cargas ambientais das instalações de tratamento de resíduos, ou seja, plantas de incineração de RSU e aterros sanitários, mas também gera energia e/ou calor e, portanto, diminui o uso de combustíveis fósseis e as emissões de GEE (Tsai, 2023). Os incentivos à produção e ao uso do CDR acelerariam significativamente a adoção deste combustível e diminuiriam a pegada de carbono, sendo considerado como uma estratégia de mitigação de curto prazo (Mateus *et al.*, 2023) e uma forma de atingir o ODS 13 que se refere a ação contra a mudança global do clima.

Conhecer as emissões antropogênicas de CO₂ e sua redistribuição na atmosfera, oceano e biosfera terrestre é fundamental para entender o ciclo global do carbono, projetar as mudanças climáticas e apoiar o desenvolvimento de políticas de combate a estas mudanças climáticas (Friedlingstein *et al.*, 2022), de forma a planejar os mecanismos de redução das emissões de GEE, e o CDR pode estar incluído nesta estratégia ao contribuir para uma matriz energética mais limpa.

ODS 14 – VIDA NA ÁGUA

Desviar o descarte de resíduos, em áreas de disposição final, para a produção de CDR contribui para a proteção das águas subterrâneas e superficiais, evitando a contaminação por microplásticos (Sarquah *et al.*, 2023), por exemplo, impactando no alcane do ODS 14. Este desvio de resíduos impacta na meta 14.1 e indicador 14.1.1.b referente a densidade de detritos plásticos no oceano. A produção e uso do CDR pode contribuir com a retirada de plásticos do ambiente, evitando que os mesmos atinjam estes locais. Não foi definida metodologia para aferição deste indicador o que limita a avaliação.

A meta 14.3 deste ODS refere-se à acidificação dos oceanos e o indicador é medição da acidez marinha, no entanto, também não possui metodologia de quantificação. O oceano é um sumidouro global de CO₂ (Friedlingstein *et al.*, 2022), e a absorção de emissões antropogênicas de CO₂ pelo oceano pode levar a eventos extremos de acidez oceânica mais frequentes e intensos, alterando o equilíbrio químico, o que pode aumentar o risco de impactos prejudiciais aos organismos marinhos, especialmente para aqueles que estão adaptados a um ambiente mais estável (Burger; John; Frölicher, 2020), portanto, indiretamente, reduzir a emissão de CO₂ pode contribuir com este ODS.

ODS 15 – VIDA TERRESTRE

O uso de resíduos como fontes de combustível reduz o custo e a necessidade de área disponível para descarte ou aterramento. Além de minimizar os problemas de poluição secundária em caso de descarte descontrolado, inclusive a contaminação do solo por metais pesados e patógenos, já que a necessidade de transporte por longas distâncias para serem aterrados seria reduzida (Shehata *et al.*, 2022) devido a presença de plantas industriais nos ambientes urbanos. Além disso, a mineração de áreas de disposição, já abordadas anteriormente, pode colaborar com a recuperação destas áreas já degradadas, portanto, contribuindo indiretamente para o atingimento do ODS 15.

A meta 15.3 refere-se ao combate da desertificação, restaurar a terra e o solo degradado. O indicador desta meta, ainda sem metodologia de aferição, refere-se à proporção do território com solos degradados.

Devido à dependência excessiva de combustíveis fósseis para sustentar a economia global, o mundo está atualmente sob a ameaça constante e as duras realidades decorrentes das mudanças climáticas. O uso do CDR como combustível reduz a demanda por uso e ocupação do solo (Marques *et al.*, 2021), uma vez que a necessidade de áreas disponíveis para disposição final de resíduos é reduzida. A mudança de uso da terra e florestas é a categoria com maior geração de GEE no Brasil (SEEG, 2022).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção foram apresentados os materiais e métodos empregados para alcance dos objetivos propostos nesta pesquisa, descrevendo os processos, equipamentos e normas aplicadas para desenvolvimento da pesquisa.

3.1 Rotas de produção e uso do CDR no Brasil

Para o identificar os processos de produção de CDR no Brasil foram levantadas a localização das unidades existentes no país. Para isso, solicitou-se informações junto aos órgãos de licenciamento ambiental federal, estaduais e distrital por meio dos canais online de ouvidoria e serviços de informação ao cidadão. Conforme observado na revisão da literatura o CDR é produzido a partir de resíduos não perigosos, portanto, qualquer tipo de tecnologia/técnica que produza um material elegível para enquadrar-se na matriz energética de um processo. Desta forma, fez-se um levantamento das unidades de processamento de resíduos não perigosos no país, dando destaque para aquelas que processam RSU.

Utilizou-se também deste mesmo método para identificar as possíveis rotas tecnológicas de utilização do CDR, solicitando informações sobre o número, localização e capacidade de consumo das unidades de produção de cimento com autorização para uso do CDR no país e identificação de outras atividades passíveis de utilização de combustíveis alternativos para produção de calor ou energia. No caso das unidades de produção de cimento também foram consultados materiais disponibilizados pelas entidades do setor: a Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP) e Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC). Além disso foi realizada coleta de dados do atlas de recuperação energética disponibilizado pelo (Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR).

Dados referentes a capacidade de produção e consumo de CDR não foram disponibilizados pelos órgãos ambientais. Devido a quantidade de unidades informadas e a inexistência de licença ambiental para consulta via *online* pela maioria dos órgãos ambientais, optou-se por realizar um levantamento mais detalhado apenas para unidades que produzem o material foco desta pesquisa, consultando-se as licenças ambientais emitidas e averiguando a existência de informação sobre capacidade de produção no escopo dos documentos.

Foram também analisados os dados abertos disponibilizados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) o que possibilitou a obtenção

de informações referentes a localização e combustível empregados pelas termelétricas no Brasil.

Além disso, para identificação de tecnologias aplicáveis para produção de CDR foi apresentada a configuração de uma unidade brasileira descrevendo os fluxos do processo de produção do combustível de forma a exemplificar tecnologias empregadas no território nacional. Os dados foram obtidos em uma unidade instalada no Estado de São Paulo, identificando as etapas realizadas para produção do material.

3.2 Determinação do potencial para produção CDR na RMR

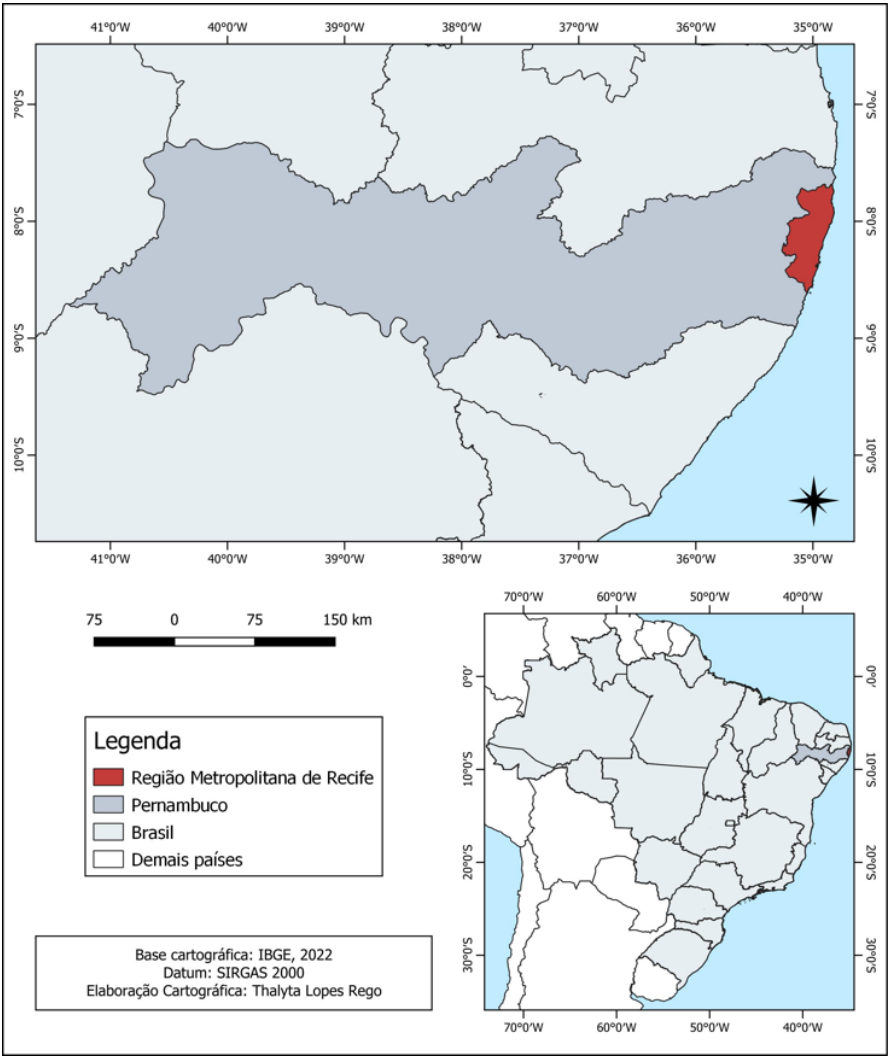
Para determinar o potencial de produção de CDR, utilizando RSU como matéria-prima, foi selecionada para este estudo a Região Metropolitana de Recife (RMR), que é uma área de relevância do ponto de vista populacional e de desenvolvimento econômico na região Nordeste do Brasil (Figura 15). A RMR é composta por 14 municípios (Abreu e Lima, Araçoiaba; Cabo do Santo Agostinho, Camaragibe, Igarassu, Ilha de Itamaracá, Ipojuca, Itapissuma, Jaboatão dos Guararapes, Moreno, Olinda, Paulista e Recife), tem 3.726.442 habitantes e ocupa uma área de 2.762 km² (IBGE, 2022).

Neste estudo, a projeção da população de cada um dos municípios da RMR foi realizada até o ano de 2043, baseando-se nos requisitos da Lei nº 12.305 (Política Nacional de Resíduos Sólidos), que determina o período de 20 anos para os planos de gestão de resíduos sólidos no país (BRASIL, 2010). Para os cálculos, foi adotada a taxa de crescimento populacional fornecida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022) e foi utilizado o método de projeção geométrica com base nos critérios estabelecidos no estudo realizado por Colvero *et al.* (2017).

A determinação do potencial de produção de CDR da RMR foi realizada por meio do uso dos seguintes dados secundários: composição gravimétrica de resíduos, geração *per capita*, taxa de coleta de RSU e taxa de recuperação de recicláveis. Tais dados são provenientes do Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco (PERS-PE), do estudo realizado por Tavares (2018) e do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referente aos anos de 2020 e 2021. A taxa de recuperação de recicláveis foi considerada igual a 0% para aqueles municípios que não declararam dados no SNIS para os anos de 2021 ou 2022 e que não foram relacionados no estudo realizado por Tavares (2018).

Para o cálculo do potencial de produção do CDR foram estabelecidos 4 cenários a partir da definição das frações de resíduos utilizados para a composição do CDR, conforme ilustrado no Quadro 6.

Figura 15 - Localização da Região Metropolitana de Recife, Pernambuco, Brasil.



Fonte: A autora (2023).

Quadro 6 - Cenários de projeção do potencial de produção de combustíveis derivados de resíduos sólidos urbanos (CDR) a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) na Região Metropolitana de Recife (RMR): composição do CDR.

Cenário	Composição do CDR (%)
Cprod1	$FRNR_{RSU} + FO_{RSU} + FRJ_{RSU}$
Cprod2	$FRNR_{RSU} + FO_{RSU}$
Cprod3	$FRNR_{RSU}$
Cprod4	$PCDR_{RSU}$

Fonte: A autora (2023).

Legenda: FRNR: fração reciclável não recuperada de RSU; FO: fração classificada como “outros” na composição gravimétrica dos RSU; FRJ: fração classificada como “rejeito” na composição gravimétrica dos RSU; PCDR: parcela referente ao percentual de RSU coletado transformado em CDR numa unidade de tratamento mecânico de RSU.

No cenário 1 (Cprod1) foi considerado que todos os resíduos, exceto os materiais recicláveis recuperados (conforme metas de reciclagem) e a fração biodegradável, serão utilizados para produção de CDR. Para obtenção do potencial de produção de CDR no Cenário 1 (PPCDR_{C1}), em toneladas por ano, foram utilizadas a equação 1, 2 e 3. A equação 2 representa a subtração entre a fração do RSU com potencial de reciclagem e a fração de RSU recicláveis recuperados.

$$C_{RSU} = \left((P * TGP) * \frac{365}{1000} \right) * TC_{RSU} \quad \text{Equação 1}$$

$$FRNR_{RSU} = (C_{RSU} * FR_{RSU}) - (C_{RSU} * TRR_{RSU}) \quad \text{Equação 2}$$

$$PPCDR_{C1} = FRNR_{RSU} + [C_{RSU} * (FRJ_{RSU} + FO_{RSU})] \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

C_{RSU} = Quantidade de RSU gerados e coletados (t.ano⁻¹)

P = População no ano de estudo (habitantes)

TGP = taxa de geração per capita de RSU (kg.hab.dia⁻¹)

TC_{RSU} = taxa de coleta de RSU (%)

FR_{RSU} = Fração reciclável do RSU (%)

TRR_{RSU} = Taxa de recuperação de RSU recicláveis (%)

$FRNR_{RSU}$ = Fração reciclável de RSU não recuperada (t.ano⁻¹)

FRJ_{RSU} = Fração classificada na categoria “rejeitos” na composição gravimétrica do RSU (%);

FO_{RSU} = Fração classificada na categoria “outros” na composição gravimétrica do RSU (%).

Para o cálculo do potencial de produção de CDR no Cenário 2 (PPCDR_{C2}), em toneladas por ano, somente os recicláveis não recuperados pelo processo de reciclagem e os resíduos classificados como “outros” na composição gravimétrica dos RSU serão utilizados para composição do CDR, conforme demonstrado na Equação 4.

$$PPCDR_{C2} = FRNR_{RSU} + (C_{RSU} * FO_{RSU}) \quad \text{Equação 4}$$

No Cenário 3 (Cprod3) foi contabilizado para cálculo do potencial de produção de CDR (PPCDR_{C3}), em toneladas por ano, somente a Equação 2, referente a fração reciclável de RSU não recuperada (FRNR_{RSU}).

O Cenário 4 de potencial de produção de CDR (PPCDR_{C4}) representa a projeção de um cenário baseado na eficiência de um processo real de produção de CDR. Para isso, aplicou-se a Equação 5, em que foram considerados os dados de percentual de parcela de RSU destinada à produção de CDR da unidade de tratamento mecânico em operação em São Paulo mencionada no tópico 3.1.

$$PPCDR_{C4} = FRNR_{RSU} * PCDR_{RSU} \quad \text{Equação 5}$$

PCDR_{RSU} = Percentual de RSU coletado transformado em CDR numa unidade de tratamento mecânico de RSU (%).

Determinou-se também o percentual de produção de CDR (PP_{CDR}) por meio da relação entre o potencial de produção de CDR, em toneladas por ano, e a quantidade de resíduo gerado e coletado (C_{RSU}), em toneladas por ano, para cada um dos cenários para fins de análise desta variação nos cenários apresentados.

$$PP_{CDR} = \frac{PPCDR}{C_{RSU}} * 100 \quad \text{Equação 6}$$

Para demonstração da evolução dos cenários de produção de CDR ao longo dos anos foram consideradas as metas estabelecidas no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) para Região Nordeste (Tabela 4).

Tabela 4 - Metas para coleta convencional e reciclagem: Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Região Nordeste

Meta	Indicador	2020	2024	2028	2032	2036	2040
Eliminar práticas de disposição final inadequada e encerrar lixões e aterros controlados.	Percentual de cobertura da coleta (%)	86,1	87,7	92	96,5	100	100
Aumentar a recuperação da fração seca dos RSU.	Percentual de recuperação de materiais recicláveis (%)	1,6	3,6	5,6	7,6	9,6	11,5

Fonte: Brasil (2022).

O PERS-PE para a RMR (Tabela 5) não possui metas específicas para recuperação de materiais recicláveis secos e de materiais biodegradáveis. As metas de acesso a serviço de limpeza pública, no âmbito do PERS-PE, incluem a coleta dos RSU, porém, são medidas por números de município, o que inviabiliza a utilização destes dados nos cenários propostos. Além disso, contemplam o período de 2016 a 2032, ou seja, parte delas estão fora do intervalo de tempo utilizado nesta pesquisa que é de 2023 a 2043. Portanto, para fins de determinação do potencial de produção de CDR utilizou-se somente o Planares.

Tabela 5 - Metas do Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco/PERS-PE – Região Metropolitana de Recife – RMR

Estratégia	Metas	2016	2020	2024	2028	2032
Redução, da geração de RSU	Redução dos resíduos dispostos em aterros sanitários (%)	5	10	15	20	25
Universalização do sistema de coleta de RSU	Acesso aos serviços de limpeza pública (número de municípios)	2	5	8	11	14

Fonte: Governo do Estado de Pernambuco (2012).

Considerando que a produção de CDR tem o potencial de reduzir a quantidade de RSU enviada para áreas de disposição final, o volume e a área economizada com a produção de CDR foram determinados para cada um dos cenários estudados (Equação 7).

$$V_e = \left(\frac{PPCDR}{\rho_{RSU}} \right) * R_v \quad \text{Equação 7}$$

$$A_e = \frac{V_m}{H_{RSU}} \quad \text{Equação 8}$$

Em que:

V_e = volume médio economizado

A_e = área média economizada

ρ_{RSU} = densidade específica do resíduo ($t.m^{-3}$)

R_v = redução volumétrica devido à taxa de compactação (adimensional)

H_{MSW} = altura da camada de disposição do resíduo (m)

3.3 Potencial de uso do CDR

Para determinar o potencial de uso do CDR produzido a partir do RSU utilizou-se a indústria cimenteira como consumidora do material, em um cenário fictício, já que, atualmente,

é o mercado consumidor mais consolidado do material no Brasil. Para tal, realizou-se duas análises em diferentes escalas de modo a exemplificar o potencial de uso CDR, o que inclui, além da demanda de CDR, a quantidade de coque de petróleo economizado, o impacto econômico e as emissões evitadas pelo não uso do coque de petróleo.

A primeira análise refere-se a um estudo de caso numa cimenteira brasileira, para a qual foram estabelecidos 3 cenários, aplicando a previsão de redução do consumo de energia térmica na indústria cimenteira, conforme consta no *Roadmap* da indústria cimenteira no Brasil. O cenário 1 (Ccons1), foi o cenário base, e considerou o uso de 100% de coque de petróleo. Os demais cenários utilizaram os percentuais de substituição do *Roadmap*, sendo que o Cenário 2 (Ccons2), utilizou somente os percentuais de substituição de CDR (10%, 13% e 17%, para 2030, 2040 e 2050, respectivamente) e o Cenário 3 (Ccons3) considerou que toda porcentagem de combustível alternativo proposto no *Roadmap* fosse suprida por CDR (35%, 45% e 55%, para 2030, 2040 e 2050, respectivamente).

Para cada um destes cenários, determinou-se a energia térmica para produção de cimento por combustível (ETPCC), em GJ.ano^{-1} (Equação 9); a quantidade de combustível (coque ou CDR) para atender a demanda de energia térmica (QC), em t.ano^{-1} (Equação 10); a quantidade de coque de petróleo economizada (Equação 11) e o valor economizado devido ao não uso do coque de petróleo (Equação 12). Além disso, baseando-se no estudo de Kara (2012) foram determinadas a quantidade de emissões de CO_2 evitadas pelo não uso de coque de petróleo (Equação 13). Não foram consideradas as emissões de preparo e transporte do CDR.

$$ETPCC_{\text{combustível}} = PC_{\text{combustível}} * ETPC * Prod_{\text{clínquer}} * DP \quad \text{Equação 9}$$

$$QC_{\text{combustível}} = ETPCC_{\text{combustível}} * PCS_{\text{combustível}} \quad \text{Equação 10}$$

$$CPE = CP_{C0} - CP_{Cn} \quad \text{Equação 11}$$

$$ECP = (CPE * PCP) - (C_{CDR} * P_{CDR}) \quad \text{Equação 12}$$

$$RE_{CO2} = CPE * E_{CO2} \quad \text{Equação 13}$$

Em que:

PC = percentual de consumo de combustível (CDR/coque de petróleo) (%)

ETPC = energia térmica na produção do cimento (GJ.t de clínquer⁻¹) - previsão do Roadmap Tecnológico do Cimento Brasileiro (Visedo; Pecchio, 2019).

Prod_{clínquer} = produção de clínquer (t.dia⁻¹)

DP = dias de produção por ano (dia.ano⁻¹)

PCS = Poder calorífico superior do combustível (MJ.kg⁻¹)

CPE = Coque de petróleo economizado (t.ano⁻¹)

CP_{C0} = Consumo de coque de petróleo no cenário sem uso de CDR (cenário 0) (t.ano⁻¹)

CP_{Cn} = Consumo de coque nos cenários com taxa de substituição por CDR (t.ano⁻¹)

ECP = Economia em relação ao não uso de coque (US\$.ano⁻¹)

PCP = preço do coque de petróleo (US\$)

C_{CDR} = consumo de CDR (t.ano⁻¹);

P_{CDR} = preço do CDR (US\$)

RE_{CO2} = Redução de emissão de CO₂ em coque de petróleo (t.ano⁻¹)

E_{CO2} = Emissão de CO₂ por tonelada de coque de petróleo (t.ano⁻¹)

Em seguida comparou-se a oferta de CDR obtida por meio dos resultados presentes nos cenários referentes a potencial de produção de CDR (PPCDR) na RMR (item 3.2) com a demanda presente nos cenários de consumo de CDR da indústria (CCDR_{indústria}), e determinou-se o percentual de consumo do CDR ofertado para atendimento da demanda (%) em cada cenário.

Posteriormente foi realizada uma projeção do potencial de uso do CDR a nível nacional baseando em dado secundário de consumo e coque de petróleo no país, obtido em estudo realizado por Roland Junior e Zattar (2022) calculando-se o consumo de coque de petróleo (CCP_{indústria}) e CDR (CCDR_{indústria}) na produção de cimento, em t.ano⁻¹ (Equação 14 e 15).

$$CCP_{indústria} = CC_{indústria} * PC_{coque} \quad \text{Equação 14}$$

$$CCDR_{indústria} = CC_{indústria} * PC_{CDR} * EE_{CDR} \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

CC_{indústria} = Consumo de coque de petróleo da indústria cimenteira (t.ano⁻¹)

PC_{coque} = Percentual de consumo de coque de petróleo no cenário estudado (%)

PC_{CDR} = Percentual de consumo de CDR no cenário estudado (%)

EE_{CDR} = Equivalência energética do CDR em relação ao coque de petróleo

A projeção considerou um cenário conservador em que o consumo total de coque de petróleo não variará ao longo dos anos dos cenários elaborados. Utilizando as equações 11, 12 e 13 calculou-se a quantidade de coque de petróleo economizado, e o valor economizado relativo ao não uso do coque de petróleo e a quantidade de emissões de CO₂ evitadas pelo não uso de coque de petróleo, assim como na análise anterior.

Relacionou-se então os resultados dos cenários de consumo 1 e 2 de CDR (Ccons 1 e Ccons 2) no Brasil com os cenários de produção de CDR (Cprod) na RMR (item 3.2) e determinou-se a quantidade de centros produtivos com capacidade similar à da RMR são necessários para atender a demanda nacional.

Outro critério avaliado para determinar o potencial de uso do CDR foi a logística, pois esse é um parâmetro que influencia a competitividade do negócio devido aos custos operacionais relacionados ao transporte do material. A partir de dados da literatura sobre a distância entre as unidades de produção e consumo de CDR, foi identificada a localização das fábricas de cimento com capacidade para receber o combustível produzido na RMR.

3.4 Caracterização do CDR

Para caracterização do CDR foram coletadas dez amostras e realizadas análises físicas, químicas e térmicas. Para avaliar a aplicabilidade do CDR nas diversas tecnologias de tratamento térmico, fez-se uma revisão de literatura de forma a comparar os requisitos de cada sistema com as características do CDR deste estudo.

Esta pesquisa representa uma inicial de caracterização do CDR produzido por uma unidade de processamento brasileira, uma vez que se observou uma não-homogeneidade e padrão nos insumos de entrada para produção do material, portanto, não havia padronização dos lotes produzidos em termos de insumos, apesar da utilização do tratamento mecânico para obtenção de material com as características mínimas de elegibilidade.

3.4.1 Coleta de amostras

A coleta das amostras foi realizada de acordo com as recomendações da Norma Regulamentadora Brasileira - NBR 10007 (ABNT, 2004). As coletas de amostras do CDR para

caracterização e classificação do material foram realizadas por lotes, conforme determina a NBR 16849 (ABNT, 2020).

Não foi permitida identificação da empresa que autorizou a coleta das amostras, mas trata-se do empreendimento estudado no tópico 3.1. Durante o período de coleta das amostras (26 a 30 de outubro de 2021) fez-se ensaios de granulometria *in loco* para averiguar se o material atendia os parâmetros exigidos de comercialização (partícula $\leq 50\text{mm}$) praticados pelo empreendimento. Após a coleta e armazenamento das amostras, estas foram conduzidas até o laboratório do Grupo de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), em novembro de 2021, para realização de ensaios granulometria, composição gravimétrica e teor de umidade. Parcela das amostras foram secas e encaminhadas para França, uma vez que em dezembro iniciou-se o período de doutorado sanduíche no *Institut National de Sciences Appliquées de Lyon* (INSA Lyon) e as demais análises foram realizadas no laboratório *Déchets Eaux Environnement Pollutions* (DEEP) da instituição francesa (análise imediata, análise elementar, cloro, poder calorífico, elementos traço, comportamento térmico, emissões em pirólise e em combustão). Os materiais e métodos destas análises foi descrito na seção a seguir.

No que se refere ao CDR estudado, após a produção, o material é armazenado em formato cônico e cada monte representa um lote do CDR produzido (Figura 16). Dez amostras foram coletadas em dez lotes diferentes para a determinação das características físicas, químicas e térmicas do combustível produzido por esta instalação.

Figura 16 - Armazenamento do CDR: cada monte representa um lote de CDR produzido



Fonte: A autora (2023).

Cada amostra analisada neste estudo corresponde a uma amostra composta coletada em 6 pontos de cada lote. A amostra composta refere-se a soma de parcelas individuais do resíduo

a ser estudada, obtidas em pontos, profundidades e/ou instantes diferentes, por meio dos processos de amostragem. Estas parcelas devem ser misturadas de forma a se obter uma amostra homogênea (ABNT, 2004).

O lote é uma quantidade definida de combustível para a qual a qualidade deve ser determinada. Como o material não possuía uma certificação inicial quanto ao cumprimento das normas, foi chamado de CDR ao longo deste estudo. A NBR recomenda uma análise representativa da amostra a cada 500 toneladas ou uma por dia (o que for maior). Para maior representatividade dos resultados, duas amostras compostas distintas foram coletadas em dois lotes diferentes por dia durante cinco dias, resultando em dez amostras. Cada uma das amostras foi coletada em lotes diferentes. Durante a semana de amostragem foram produzidos vinte e seis lotes de CDR.

A NBR 16849 descreve que o lote é a unidade de produção do CDR utilizada para aplicar os mecanismos de controle de produção. Como não há regulamentação no Brasil que especifique um tamanho mínimo do lote para fins de classificação, utilizou-se, como recomendado na norma, a definição adotada pelo local do estudo. Desta forma, cada lote corresponde a uma carga de embarque, com um peso médio de vinte toneladas (ABNT, 2020). As amostras foram coletadas após a produção de cada um dos lotes caracterizados.

No empreendimento, a produção de CDR é realizada de segunda a sábado, das 08 às 18 horas, e o material é produzido a partir de RSU e resíduos sólidos industriais (RSI). Para determinação do período de coleta das amostras foram levados em consideração os seguintes fatores técnicos e de logística: coletas em lotes produzidos entre terça e sábado, uma vez que na segunda tem-se o acúmulo de resíduo gerado e não coletado no sábado e domingo, entre os dias 26 e 30 de outubro de 2021, período sem recorrência de fortes chuvas e feriados, que podem influenciar na composição do RSU.

Não há uma regularidade de recebimento de cargas de RSI uma vez que o envio das cargas depende da necessidade dos processos industriais geradores destes resíduos, no entanto, são cargas homogêneas compostas por resíduos não biodegradáveis e que permitem o armazenamento temporário por um período mais extenso do que o RSU para dosagem na produção do CDR.

As amostras foram coletadas utilizando um amostrador chamado "trier". Este amostrador é feito com um tubo longo de aço inox e possui bordas chanfradas para facilitar a penetração e realizar a coleta do material a ser amostrado. As amostras foram coletadas em três seções (superior, média e inferior) e quatro alíquotas equidistantes foram coletadas de cada seção. O processo produtivo promove uma homogeneização do material, portanto, apesar de

ser um produto composto por diversos materiais e, portanto, heterogêneo, o fluxo empregado de produção promove uma mistura que faz com que o material seja o mais homogêneo possível, em termos de caracterização. Foram coletados cerca de 10 quilos de amostra por lote. Parte das amostras foi processada imediatamente após a coleta e parte dela armazenada em sacos plásticos estéreis e conservadas em ambiente com temperatura entre 10-15°C.

3.4.2 *Análises físicas, químicas e termoquímicas para caracterização do CDR*

Foram conduzidas análises físicas, químicas e termoquímicas para caracterização do CDR. Não foram determinados os líquidos livres das amostras, uma vez que durante a determinação da composição gravimétrica não se detectou a presença aparente de líquidos no CDR e no material plástico de proteção e isolamento da bancada. Considerando que o método aplicado para determinar este parâmetro considera como líquido livre aquele que escoe através do filtro de malha 0,25mm x 0,25mm durante o período de 5 minutos conforme determina a NBR 12988 (ABNT, 1993), concluiu-se que devido o comportamento da amostra não há líquidos livres para coleta, portanto não foi realizada esta análise.

3.4.2.1 *Determinação da granulometria/ tamanho das partículas*

Dois processos distintos foram aplicados para determinar a granulometria das amostras de CDR. Para o primeiro processo foi utilizado um agitador elétrico quadrado e peneiras da Bertel Indústria Metalúrgica Ltda malhas de 85mm, 75mm, 62mm e 50mm. O equipamento é acionado por um motor trifásico de 1/3 HP e 1750 rpm e o material foi submetido a vibração durante cinco minutos. Este primeiro processo verificou a eficiência do sistema de produção do CDR para a granulometria padrão definida pela unidade e foi realizado *in loco* imediatamente após a coleta de amostras, em equipamento utilizado pela própria indústria.

O segundo processo para determinação da granulometria do CDR foi realizado no laboratório de solos do PPGE-UFPE, tendo como base a NBR 6457 (ABNT, 2016). Inicialmente a amostra foi seca ao ar por 24 horas e em seguida foi submetida a processo manual de peneiramento em peneiras circulares da Solotest com as malhas de: 50,80mm; 38,10mm; 25,40mm; 19,10mm; 9,52mm; 4,76mm; 2,00mm; 1,19 mm; 0,59 mm; 0,42mm; 0,297mm; 0,149mm; 0,075 mm. Esta segunda etapa permitiu verificar o teor de finos presentes nas amostras. De acordo com a norma NF EN ISO 21637 são considerados finos as partículas menores que 10 mm (CEN/TS, 2020a). Para este estudo foram classificados como finos as

partículas com dimensão menor que 9,52mm. A realização de 2 ensaios diferentes justifica-se pelo fato de que cada um permite obter diferentes granulometrias e para comparar os resultados obtidos para o equipamento utilizado pela indústria com aqueles encontrados no ensaio de laboratório.

3.4.2.2 *Determinação da composição gravimétrica*

Para definir a composição gravimétrica, as amostras de CDR foram separadas em 8 frações: têxteis, papel/papelão, plásticos, resíduos verdes (restos de podas e varrição), metais não ferrosos, borracha, finos e outros. Inicialmente, a análise foi realizada nas amostras como recebidas (não secas). Para obter a porção que corresponde à fração fina, as amostras foram peneiradas para separar as partículas menores que 10 mm. Posteriormente, as outras frações foram separadas e o peso de cada fração foi dividido pelo peso total da amostra e a composição gravimétrica foi calculada como uma porcentagem. Em seguida, cada uma das frações foram submetidas a temperatura de 75 °C por 48 horas em estufa Tecnal NL-81-81 sob atmosfera de ar para obtenção dos resultados da composição gravimétrica em base seca.

3.4.2.3 *Determinação do teor de biomassa*

Determinou-se também o percentual de biomassa das amostras. O conteúdo de biomassa dá uma estimativa do conteúdo da fração biogênica no CDR/CSR. Considera-se como biogênico o que é produzido por processos naturais por organismos vivos, mas não fossilizados ou obtidos de recursos fósseis (CEN/TS, 2021a).

Para a determinação do conteúdo de biomassa, foi aplicado o método de classificação/triagem manual adaptado da NF EN ISO 21644 (CEN/TS, 2021b). De acordo com essa norma, o teor de biomassa fornece uma estimativa do teor da fração biogênica. As porcentagens de biomassa, não biomassa e frações inertes foram determinadas a partir do resultado da composição gravimétrica em uma base seca, de acordo com as orientações da norma, presentes no Quadro 7.

Quadro 7 - Classificação dos componentes para triagem manual – NF ISO 21644:2021.

Fração	Classificação da fração
Resíduos orgânicos	Biomassa
Papel/papelão	Biomassa
Madeira	Biomassa

Fração	Classificação da fração
Tecido	Biomassa
Têxteis	Fração mista contendo principalmente biomassa
Couro	Fração contendo principalmente biomassa
Borracha natural	Não informado - necessário método específico para determinação
Vidro	Inerte
Pedras	Inerte
Partículas finas	Necessário método específico para determinação
Plástico	Não-biomassa – pode ser necessário método específico para determinação ¹
Tapete/carpete	Não-biomassa
Ferro	Inerte
Metais não ferrosos	Inerte

Fonte: Adaptado de CEN/TS, 2021b. ¹Certos plásticos podem ser fabricados a partir de material biodegradável (por exemplo, sacos plásticos).

A fração de biomassa é representada por papel/papelão, têxteis e resíduos verdes. Plásticos e borracha foram classificados como não biomassa e as frações de outros e metais não ferrosos foram classificadas como inertes. A fração fina não foi considerada para a determinação do teor de biomassa, pois é composta de muitas partículas pequenas e não é possível identificar o componente principal.

3.4.2.4 Análises imediatas

Foram determinados o teor de umidade (TU), a matéria volátil (MV), o teor de cinzas (TC) e o teor de fixação de carbono (CF). Todas as análises foram realizadas em triplicata e usando uma massa maior que 1 grama. O VM, o teor de cinzas e o CF foram determinados em base seca, e seguindo as recomendações das EN ISO 21660-3, 22167 e 21656, respectivamente.

Inicialmente, para determinar o teor de umidade (TU₁) e preparo para envio para universidade francesa (secagem), as amostras homogeneizadas moídas, em um triturador TBS de 3CV, a 5 mm ou menos foram introduzidas em uma estufa Tecnal NL-81-81 e submetidas a temperatura de (105 ± 2) °C sob atmosfera de ar. No entanto, devido a presença de plásticos diversos, iniciou-se a combustão de parte da amostra. Desta forma, novas amostras foram inseridas no equipamento e o teor de umidade foi determinado submetendo a amostra a temperatura de (75 ± 2) °C em uma atmosfera de ar por um período de 48 horas e secas a 1-3% de umidade. A porcentagem de umidade foi calculada a partir da perda de massa da amostra testada (equação 16).

$$TU_1 = \left(\frac{m_i - m_f}{m_f} \right) * 100 \quad \text{Equação 16}$$

Em que:

m_i = massa inicial

m_f = massa final

Após chegada no INSA Lyon, depois de um período de transporte e armazenamento, procedeu-se com a redução do tamanho das partículas utilizando um moinho de rotor de alta velocidade modelo Fritsch Pulverisette 14, com alimentação automática. As amostras foram trituradas utilizando uma peneira com malha de 1mm.

As amostras foram submetidas a novo teste de teor de umidade (TU_2) em uma estufa da marca Memmert modelo UM200 (75 ± 2) °C por um período de 48 horas, para garantir que estavam adequadas para continuidade das demais análises. A porcentagem de umidade foi calculada a partir da perda de massa da amostra de teste, conforme equação 16 (CEN/TS, 2021c). Este novo valor de umidade também foi empregado nos procedimentos de cálculo das seguintes análises realizadas posteriormente: análise elementar, cloro, poder calorífico e elementos-traço, uma vez que resultou em valores entre 1-3%.

Para análise de MV, as amostras foram inseridas no forno mufla da Nabertherm modelo L series, que atinge temperatura de até 1300°C, e submetidas a temperatura de (900 ± 10) °C por 7 minutos em uma atmosfera redutora. A porcentagem de matéria volátil foi calculada a partir da perda de massa da porção de teste e descontando-se o percentual de umidade determinado no segundo teste realizado, conforme equação 17 (CEN/TS, 2021c).

$$MV = \left(\left(\frac{m_i - m_f}{m_f} \right) * 100 \right) - TU_2 \quad \text{Equação 17}$$

Para definir o TC, conforme EN ISO 21656, as amostras foram inseridas em uma mufla da marca *Nabertherm* modelo L series na atmosfera de ar até uma temperatura de (550 ± 10) °C. Foi realizado aquecimento da amostra no forno de acordo com a seguinte rotina de aquecimento (CEN/TS, 2021d).

a) a temperatura do forno foi elevada uniformemente até $(250 \pm 10) ^\circ\text{C}$ durante um período de 50 min (ou seja, um aumento de $5 ^\circ\text{C}/\text{min}$). Manteve-se neste nível de temperatura por 60 min para permitir que os voláteis deixem a amostra antes da ignição;

b) continuou aumentando a temperatura do forno uniformemente até $(550 \pm 10) ^\circ\text{C}$ durante um período de 60 min (ou seja, um aumento de $5 ^\circ\text{C}/\text{min}$) e manteve-se este nível de temperatura por 120 min.

O teor de cinzas foi determinado por cálculo a partir da massa do resíduo restante após o aquecimento, conforme equação 18 (CEN/TS, 2021d).

$$TC = \left(\left(\frac{m_f}{m_i} \right) * 100 \right) \quad \text{Equação 18}$$

A determinação do carbono fixo foi realizada por meio da equação 19.

$$CF = 100 - TU - MV - TC \quad \text{Equação 19}$$

3.4.2.5 *Análise elementar*

Um analisador elementar *Smart Flash* da *Thermo Scientific* foi usado para a determinação dos teores de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N), enxofre (S) e oxigênio (O). Essas análises foram baseadas nas recomendações da norma NF EN ISO 21663 (CEN/TS, 2020b). C, H, N e S foram determinados por combustão catalítica da amostra (combustão dinâmica instantânea a $950 ^\circ\text{C}$ na presença de Sn e O_2), enquanto o oxigênio foi determinado por pirólise catalítica a $1065 ^\circ\text{C}$. Os gases formados foram separados em um cromatógrafo de gás e, em seguida, quantificados usando um detector de condutividade térmica. A análise foi realizada em duplicata em amostras secas a 1-3% de umidade e moídas a dimensão $\leq 0,2 \text{ mm}$, usando uma amostra de massa de 1,5-3,0 mg. Para apresentação dos resultados finais o teor de umidade de 1-3% foi subtraído dos valores obtidos.

3.4.2.6 *Determinação do teor de cloro*

Para a determinação do teor de cloro (Cl), foi aplicado o procedimento recomendado pela norma FR EN 15408 (CEN/TS, 2011b). Para extrair o Cl, uma pastilha foi feita com

aproximadamente 1 g de CDR e oxidada em um calorímetro de combustão (*Parr Instrument Isoperibol*, modelo 6200); o elemento foi convertido em cloreto usando uma solução de KOH. O cloreto foi analisado pelo cromatógrafo de íons ICS5000+ da *Thermo Scientific* equipado com uma coluna AS11-HC de 4 µm 2x250 mm sob KOH 30 mM. A análise foi realizada em triplicata em amostras secas a 1-3% de umidade e moídas a dimensão $\leq 0,2$ mm. Para apresentação dos resultados finais o teor de umidade de 1-3% foi subtraído dos valores obtidos.

3.4.2.7 Determinação do poder calorífico

Para determinar o poder calorífico superior (PCS), as amostras moídas a 5 mm ou menos foram trituradas em um moinho *Fritsch Pulverisette 14*, com alimentação automática, reduzindo o tamanho da partícula com dimensão $\leq 0,2$ mm.

As amostras foram inseridas na bomba calorimétrica (*Parr Instrument Isoperibol*, modelo 6200) no formato de pastilhas confeccionadas em prensa manual de bancada com pressão de 5 toneladas. Utilizar as pastilhas permite aumentar a densidade do material, diminuindo o volume a ser inserido no cadinho e otimizando o uso da amostra no equipamento de forma a não haver perdas durante o manuseio da bomba calorimétrica. Utilizou-se o mínimo de $(1 \pm 0,1)$ g de amostra para cada análise, conforme recomenda a NF EN ISO 21654 (CEN/TS, 2021e). Todas as amostras foram analisadas em triplicata.

O poder calorífico inferior (PCI) foi calculado pela subtração do calor latente de vaporização da água do PCS (equação 20):

$$PCI(MJ/kg) = PCS(MJ/kg) - 2,45 * 9 * H \quad \text{Equação 20}$$

O valor de 2,45 é o calor de vaporização da água a 20°C expresso em MJ.kg⁻¹, 9 é a razão de massa molar entre H₂O e H₂ e H é o teor de hidrogênio, expresso em %, conforme determinado na análise elementar (seção 3.4.2.5) (Ducom *et al.*, 2020). Para apresentação dos resultados finais o teor de umidade de 1-3% foi subtraído dos valores obtidos.

3.4.2.8 Determinação do conteúdo de elementos em estado traço

A análise dos teores de metais (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V e Zn) foi baseada nas recomendações da NF EN 16174 (CEN/TS, 2012). A

determinação exata do teor de elementos em quantidades traço do CDR é importante por razões ambientais e técnicas, tanto para produção quanto para o uso do material (CEN/TS, 2012).

As amostras foram trituradas em um moinho *Fritsch Pulverisette 14*, com alimentação automática, reduzindo o tamanho da partícula com dimensão $\leq 0,2$ mm. Para determinação dos elementos em estado traço aproximadamente 300 mg de amostra foram embebidas em 7,5 mL de HCl a 37% em peso e 2,5 mL de HNO₃ a 70% em massa foram aquecidas a 105 °C por 2 horas em uma estufa da marca Memmert modelo UM200 (75 ± 2) °C por um período de 48 horas. Em seguida, foi feita a filtragem e as análises de Ba, Cr, Cu, Mn, Ni e Zn foram realizadas por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) 5800 (*Agilent*) e as análises de As, Be, Cd, Co, Hg, Mo, Pb, Sb, Se, Tl e V foram realizadas por Espectrometria de Massa com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-MS) 7850 (*Agilent*), dependendo dos elementos. Os padrões e branco foram submetidos ao mesmo tratamento, três pesagens por amostra. Utilizou-se o banco de digestão Digi PREP (SCP *Sciences*) para identificação dos elementos. Para apresentação dos resultados finais o teor de umidade de 1-3% foi subtraído dos valores obtidos.

3.4.2.9 *Análise do comportamento térmico das amostras em atmosfera oxidativa e inerte*

As amostras foram submetidas a termogravimetria acoplada à calorimetria diferencial de varredura (DSC) em condições atmosféricas oxidativa para simular processos de combustão e em atmosfera inerte para simular processos de pirólise.

As análises termogravimétricas foram realizadas tanto em nitrogênio (atmosfera inerte) quanto em ar (atmosfera oxidante), usando um analisador térmico *Mettler Toledo TGA/DSC 2*. O dispositivo foi equipado com uma termobalança e registrou a evolução da massa da amostra como uma função da temperatura. Amostras de aproximadamente 20 mg foram introduzidas em um cadinho de alumina e aquecidas de 25 °C até 950 °C com um fluxo de gás de 50 mL/min e uma taxa de aquecimento de 10 °C/min. As amostras foram previamente secas a 1-3% de umidade e moídas a dimensão $\leq 0,2$ mm. As análises foram realizadas em duplicata.

A faixa de aquecimento foi selecionada levando em consideração que a legislação brasileira (Resolução CONAMA nº 313/2002) define que tratamento térmico é aquele que ocorre a temperatura acima de 800°C, portanto, selecionou-se temperatura final que ultrapassasse esse valor: 950 °C.

3.5 Classificação do CDR

A partir dos resultados obtidos na seção 3.4 para os parâmetros PCI, cloro e mercúrio as amostras de CDR foram classificadas conforme a NBR 16849 e a EN 21640. Para isso foi necessário proceder com as adequações dos parâmetros para que o enquadramento pudesse ser realizado da forma exigida na normalização.

Para adequação conforme exigências da norma brasileira os valores de cloro e mercúrio foram calculados na base úmida, e para adequação a norma europeia, os valores de PCI foram convertidos para base úmida e os valores de mercúrio foram calculados em mg.MJ⁻¹.

Para determinação dos resultados de cloro, mercúrio e PCI em base úmida aplicou-se a Equação 21. Para obtenção do valor de mercúrio em mg.MJ⁻¹ utilizou-se a Equação 22.

$$P_{ar} = P_{bs} * \frac{(100-u)}{100} \quad \text{Equação 21}$$

Em que:

P_{ar} = Parâmetro na base úmida (*as received*)

P_{bs} = Parâmetro na base seca (*dry basis*)

u = percentual de água na amostra

$$Hg_{ar} = \frac{hg_{ar}}{PCI_{ar}} \quad \text{Equação 22}$$

Em que:

Hg_{ar} = mercúrio na base úmida (mg.MJ⁻¹)

hg_{ar} = mercúrio na base úmida (mg.kg⁻¹)

PCI_{ar} = poder calorífico inferior na base úmida (MJ.kg⁻¹).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção apresentou os resultados obtidos ao longo deste estudo demonstrando o potencial de produção deste material a partir do RSU, a viabilidade técnica e ambiental da aplicação do CDR como combustível alternativo e o impacto deste no alcance dos objetivos assumidos pelo Brasil perante as demais nações.

4.1 Rotas tecnológicas de produção e uso do CDR no Brasil

A identificação das rotas tecnológicas de produção e uso do CDR traz um cenário da evolução e das possibilidades da atual difusão do CDR como combustível, visualização de como a tecnologia se situa no território nacional.

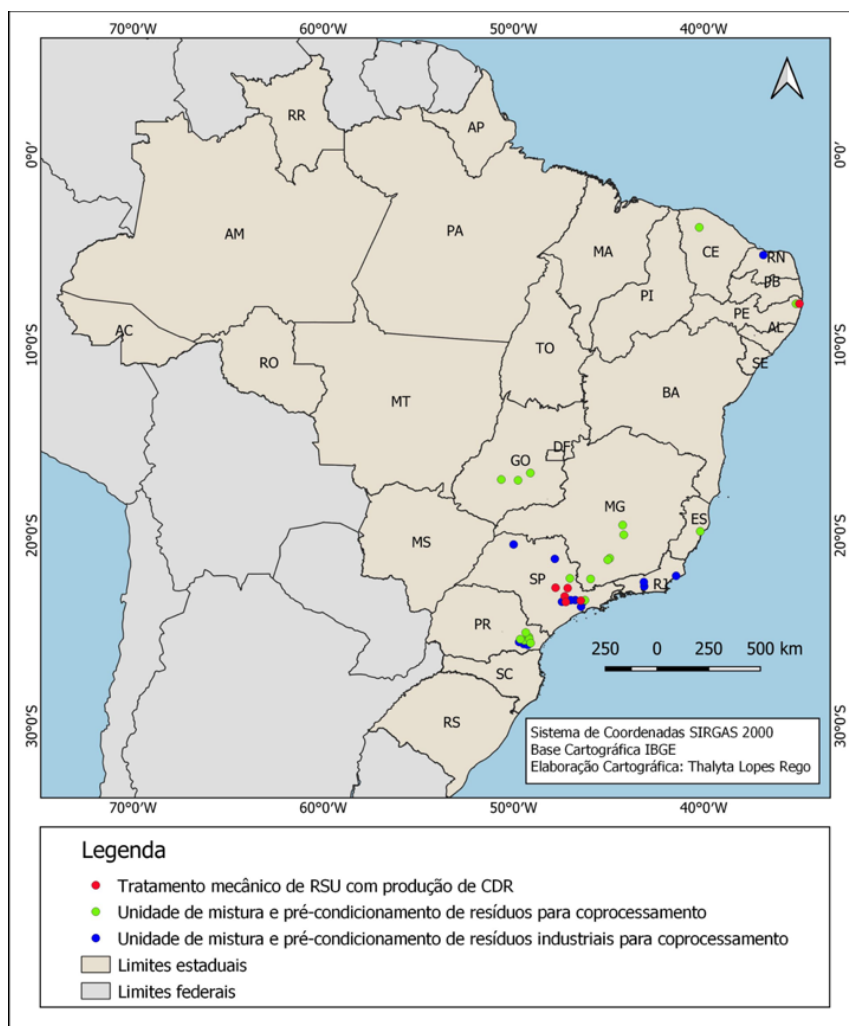
4.1.1 Tecnologias de produção e com potencial de uso do CDR no Brasil

Foram identificadas 40 unidades de produção de combustíveis produzidos a partir de resíduos, no entanto, inclui tanto os resíduos classe I (perigosos) quanto os resíduos classe II (não perigosos) (Figura 17).

Destaca-se que esta lista pode não abranger todos os processos instalados no território nacional uma vez que, dos 26 estados e Distrito Federal, 4 não responderam a solicitação (Acre, Alagoas, Bahia e Pará) e 5 responderam que não possuem as informações solicitadas para disponibilização via digital (Maranhão, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Piauí, Sergipe). Além disso, considerando a Lei Complementar nº 140/2011, os municípios também estão aptos a realizar as atividades definidas em resolução publicada pelos conselhos estaduais de meio ambiente, desta forma, há a possibilidade de existir atividades licenciadas por municípios.

As informações obtidas via órgãos ambientais evidenciam que os sistemas de licenciamento não utilizam mesmas bases e consideram mesmas tipologias de atividades a serem licenciadas. Além disso utilizam atividades genéricas como “tratamento de resíduos sólidos” que abrangem não somente as atividades de produção de CDR, o que tornou a sistematização das informações um pouco mais complexa, demandando tempo para avaliação, pois além da análise dos dados enviados pelas entidades, foi necessário acessar portais de consultas aos processos de licenciamento para averiguar separadamente as licenças emitidas (para os estados que disponibilizam tais informações) verificando se a atividade corresponde a atividade de interesse e para compilação dos dados disponibilizados dentro dos documentos.

Figura 17 - Unidades de produção de combustíveis a partir de resíduos classe I (perigosos) e classe II (não perigosos).



Fonte: Adaptado de BRASIL (2021c).

Foram identificadas 6 unidades que produzem CDR a partir de RSU. As unidades utilizam tratamento mecânico para separação das frações e produção do combustível. Quanto à capacidade produtiva de cada uma dessas unidades, segue as informações fornecidas pelos órgãos licenciadores e coletadas nas licenças ambientais disponíveis:

- Igarassu - PE: processamento de 720 t/dia de RSU (não informou a capacidade de produção de CDR);
- Piracicaba - SP: produção de 11.750 t/ano de CDR;
- Guarulhos - SP: produção de 20.160 t/ano de CDR;
- Sorocaba - SP: 390.000 t/ano de CDR;

- Salto – SP: 45.990 t/ano de CDR.
- Paulínia - SP: processamento de 5.000 t/dia de resíduos e deste montante aproximadamente 750 t/dia de RSU + RSI são processados para produção de CDR.

Vale ressaltar que estes quantitativos se referem ao que foi autorizado de acordo com as licenças ambientais, o que não garante que estas sejam as quantidades produzidas/processadas nos empreendimentos.

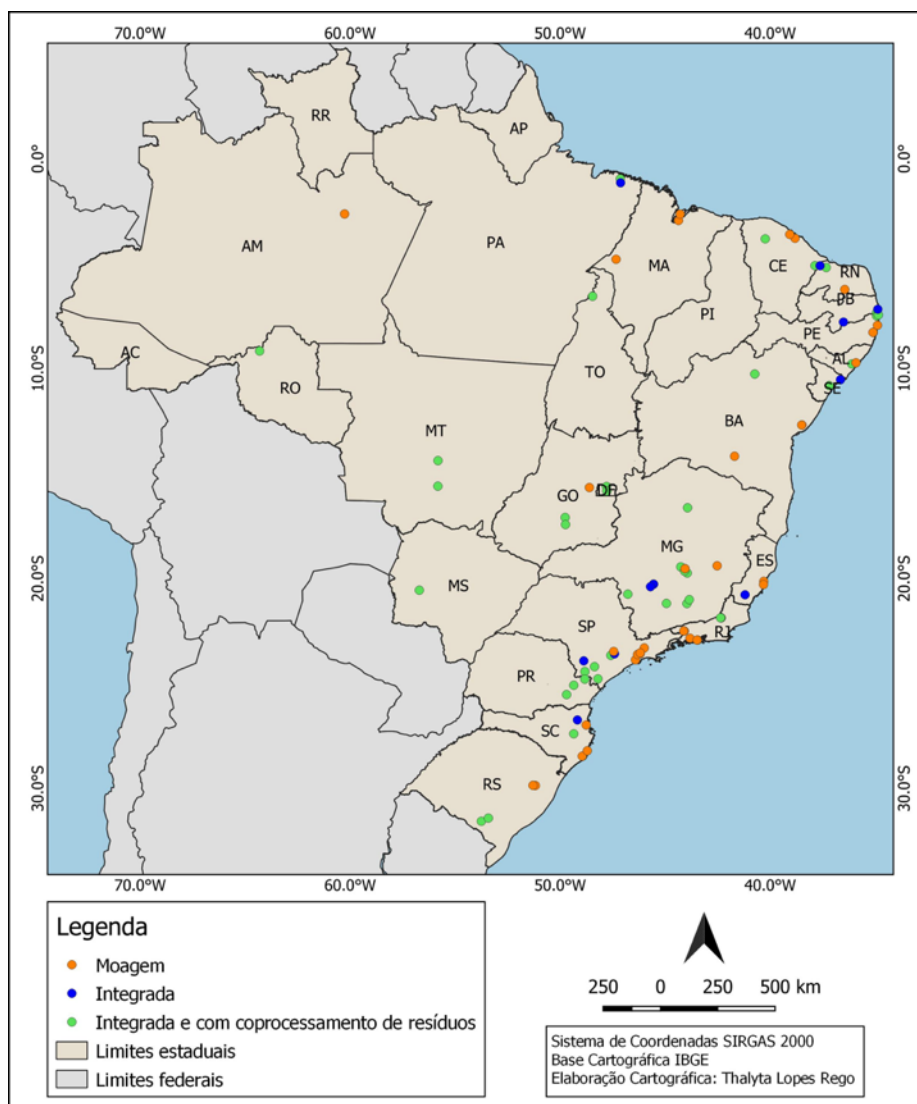
Dentre as tecnologias que utilizam o CDR como matéria-prima destacam-se as cimenteiras. De acordo com (ABCP, 2022) há 91 unidades de fabricação de cimento, sendo que 37 fábricas realizam somente moagem do clínquer e 54 são fábricas integradas, com capacidade de produção, em 2021, de 94 milhões de toneladas de cimento. Somente as unidades integradas tem potencial para coprocessamento de resíduos, pois são nestas que estão os fornos rotativos para produção de clínquer.

Nem toda unidade integrada está autorizada a coprocessar resíduos. De acordo com a Resolução CONAMA nº 499 (BRASIL, 2020b) para que um processo possa receber resíduos deve-se adaptar o sistema e realizar testes de queima para comprovar que as emissões atmosféricas atendem os padrões exigidos nesta legislação.

No Brasil, a partir de 2019, o CDR produzido a partir de RSU começou a ser destinado para as fábricas de cimento, mais especificamente nos estados de São Paulo e Paraíba (ABCP, 2021), portanto o uso RSU como combustíveis alternativos encontra-se ainda em estágio inicial no país. A Figura 18 apresenta as unidades de fabricação de cimento no país e, de acordo com o Atlas da Recuperação Energética disponível no SINIR+, há 42 unidades aptas a coprocessar resíduos.

Além das cimenteiras, o CDR tem potencial para substituir combustíveis convencionais em outros processos, como por exemplo, nas termelétricas com ciclo Rankine. O Sistema Interligado Nacional (SIN) tem 401 termelétricas, sendo que: 286 são representadas por usinas a biomassa, 48 a gás, 44 a óleo, 10 a carvão mineral 2 nucleares, 11 biocombustíveis ou reação exotérmica (Agência Canalenergia, 2020). Em 2022 as termelétricas representam 22,13% da matriz de energia elétrica brasileira ligada ao SIN (ONS, 2023).

Figura 18 - Unidades de fabricação de cimento no Brasil.



Fonte: Adaptado de SINIR+ (2023) e ABCP (2021).

Na Figura 19 tem-se localização de 72 das usinas termelétricas de serviço público que geram energia elétrica com combustível de origem fóssil e que disponibilizam energia no SIN: 36 plantas utilizam gás natural, 8 utilizam carvão mineral, 17 óleo combustível e 11 óleo diesel. Estas termelétricas estão distribuídas em 41 municípios, mas em 2020 51% da geração esteve concentrada em apenas cinco municípios: Manaus (AM), Macaé (RJ), Santo Antônio dos Lopes (MA), Capivari de Baixo (SC) e Duque de Caxias (RJ). A geração termelétrica fóssil teve um aumento de 177%, crescendo de 30,6 TWh em 2000 para 84,8 TWh em 2020, em consequência disso, o total de emissões de GEE no setor elétrico brasileiro aumentou 90% entre 2000 e 2020 (IEMA, 2022).

Figura 19 - Distribuição geográfica das termelétricas a combustíveis fósseis de serviço público do Sistema Integrado Nacional (SIN), com destaque para o combustível principal de cada planta.



Fonte: IEMA (2022).

Por meio das informações disponibilizadas pelos órgãos ambientais e nos dados abertos disponibilizados pelo IBAMA foram identificadas 116 unidades termelétricas, sendo 50 movidas a combustível fóssil e 66 operam com combustível não fóssil, dentre os quais destacam-se: biomassas como o bagaço de cana, casca de arroz e cavaco, além do biogás, da vinhaça e do gás de auto forno industrial. Grande parte destas termelétricas estão instaladas em agroindústrias que utilizam os resíduos dos processos produtivos para geração de energia. Desde que os processos sejam adaptados e autorizados, o CDR pode também ser uma opção para produção de calor e energia nestas unidades geradoras de energia (Brasil, 2021c; Ibama, 2022).

Identificou-se que estão em andamento projetos de unidades de recuperação energética (UREs) utilizando RSU. Nenhum dos projetos encontra-se em operação, conforme consta no Quadro 8. A usina a ser instalada em Extrema (MG) realizará triagem prévia, encaminhando o rejeito do processo para produção de CDR e posterior uso em processo de gaseificação. Não

foram encontradas informações adicionais sobre a unidade a ser instalada em Itanhaém (SP), apenas que será empregada pirólise para o tratamento dos resíduos. As demais unidades preveem o uso do resíduo sem triagem prévia com a justificativa que o material a ser queimado é rejeito uma vez que atualmente é aterrado. No entanto, considerando as metas de aumento de reciclagem previstas no Planares e a hierarquia dos resíduos imposta pela PNRS, e se houver ausência de coleta seletiva em 100% dos territórios a serem atendidos por estas usinas, esta pode não ser a solução considerada ambientalmente mais adequada para destinação dos RSU.

Quadro 8 - Unidades de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos em licenciamento no Brasil.

Estado	Cidade	Empreendimento	Status de Licenciamento
Minas Gerais	Extrema	Usina Termoquímica de Geração Elétrica Extrema	Licença de instalação
São Paulo	Barueri	URE Barueri	Licença de instalação
	Itanhaém	JRK Sustentabilidade Energética	Licença prévia
	Mauá	URE Mauá	Licença prévia
	Nova Odessa	URE Consimares	Licença prévia
	Santos	URE Baixada Santista	Licença prévia
	São João da Boa Vista	URE São João	Licença de instalação
Rio de Janeiro	Seropédica	URE Caju	Licença prévia

Fonte: Adaptado de CETESB (2022); Estado De Minas Gerais (2021); INEA (2022).

4.1.2 Fluxo de processo de uma unidade brasileira de produção de CDR

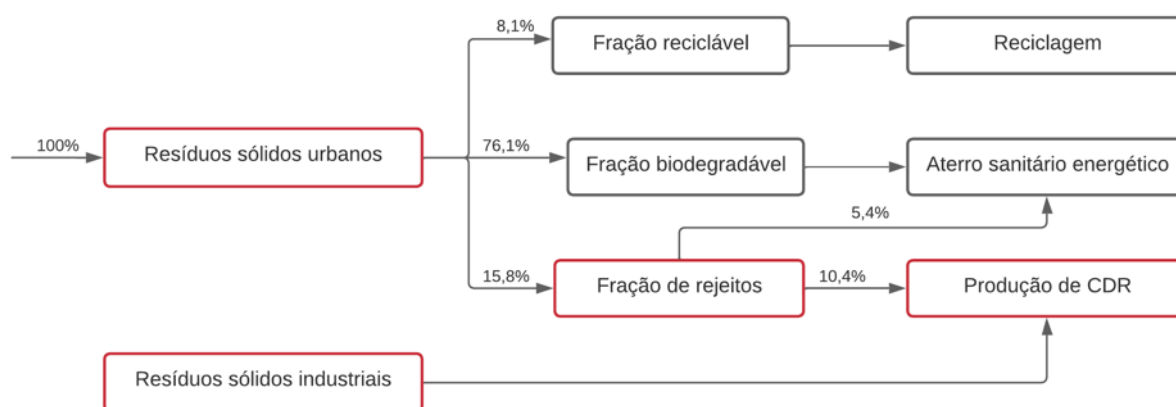
No que se refere a produção de CDR no Brasil, a unidade selecionada para estudo e exemplificação de processo produtivo está instalada no Estado de São Paulo, no entanto, não foi autorizada a divulgação de informações adicionais sobre a identificação do empreendimento.

A unidade de recuperação de materiais (*material recovery facility* - MRF) também chamada de unidade de valorização de resíduos (UVR) ou unidade de tratamento mecanizada (UTM) produz o CDR a partir de RSU e RSI não-perigosos. Os RSUs utilizados são provenientes da coleta indiferenciada (resíduo sem prévia separação na fonte geradora) que passam por um processo de triagem mecânica (*dirty material recovery facility* – dMRF) que resultam em 3 frações: resíduos biodegradáveis (65-76%), resíduos recicláveis (4-5%) e rejeitos (20-30%). Essas variações são resultantes da heterogeneidade dos RSU. No entanto, devido ao tratamento mecânico esta parcela classificada como rejeito, passa a ter potencial para

aproveitamento para produção de CDR desviando a quantidade de resíduos enviada para o aterro e potencializando a recuperação de material reciclável.

A unidade não realiza pré-tratamento de orgânicos biodegradáveis ou etapas específicas para redução da umidade, mas os envia para o aterro sanitário energético, no qual há a recuperação do biogás gerado na decomposição dessa parcela dos resíduos. Já os resíduos recicláveis são prensados e enviados para reciclagem e parte dos rejeitos somados aos RSI recebidos na unidade passam por processamento para que saiam do status de rejeito, sendo utilizados para produção do CDR (Figura 20). Nota-se um percentual alto para fração biodegradável, o que se justifica pela existência de coleta seletiva que desvia parte do material, encaminhando-o diretamente para cooperativas de catadores.

Figura 20 - Produção de CDR – percentual médio de balanço de massa no período de 01 semana.



Fonte: Adaptado pela autora (2023). Dados fornecidos pela empresa estudada (acordo de não divulgação).

O processo recebe, em média, 200 toneladas.dia⁻¹ de RSU e cerca de 1500 toneladas.mês⁻¹ de RSI, o que representa uma média de cerca de 60 toneladas.dia⁻¹. Entretanto, a recepção diária de RSI não é contínua porque a geração não tem um comportamento regular como RSU, portanto, a dosagem diária adicionada ao processo variará de acordo com as cargas enviadas pelos geradores.

Em 2021, foram produzidas 24.346 toneladas de CDR, considerando as cargas que foram classificadas como elegíveis e encaminhadas para usuários finais. A Tabela 6 apresenta o total de material processado de agosto a novembro de 2021. O quantitativo das parcelas triadas de RSU por um período de uma semana estão na Tabela 7. A fração denominada “volumosos” representa resíduos de maiores dimensões (inertes, resíduos de poda, por exemplo), não embalados em sacos e que são previamente triados. Parte desse material é encaminhado para o

aterro sanitário para evitar danos/problemas operacionais na entrada do tratamento mecânico e parte pode ser avaliado como elegível para produção de CDR e incorporado ao sistema produtivo na mesma etapa de inserção dos RSI.

Tabela 6 - Montante de resíduos processados na unidade de tratamento mecanizada – agosto-novembro/2021.

Período	Total processado (t/mês)	RSU (%)	RSI (%)
Agosto/ 2021	5.774	76	24
Setembro/2021	5.878	74	26
Outubro/2021	5.767	73	27
Novembro/2021	4.382	76	24
Total	21.802	75	25

Fonte: Dados fornecidos pela empresa estudada (acordo de não divulgação).

Na Figura 20 os “volumosos” foram enquadrados na parcela de rejeitos. O empreendimento não forneceu dados acerca do quantitativo de volumosos encaminhados para produção de CDR, portanto, considerou-se que toda essa fração neste período foi encaminhada para o aterro sanitário. A parcela de resíduos orgânicos biodegradáveis é a mais representativa e os rejeitos correspondem a fração que é encaminhada para a produção de CDR. Assim, apesar do maior montante de resíduos processados serem representados por RSU (Tabela 6), a parcela encaminhada para produção de CDR corresponde a uma média de 10,4% do total de resíduos que passam pelo tratamento mecânico.

Tabela 7 - Percentual das frações do RSU processado na unidade.

Fração	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5	Dia 6	Média ± σ
Biodegradáveis (%)	77,52	80,11	73,64	75,14	70,27	79,69	76,06 ±3,79
Recicláveis (%)	5,63	7,84	5,61	11,10	10,15	8,48	8,14±2,27
Volumosos (%)	7,21	2,92	6,22	3,47	8,62	4,06	5,42±2,28
Rejeitos (%)	9,65	9,13	14,53	10,30	10,96	7,78	10,39±2,3

Fonte: Dados fornecidos pela empresa estudada (acordo de não divulgação). Legenda: σ = desvio padrão.

Analisando as porcentagens das frações resultantes do processamento dos resíduos recebidos unidade de tratamento, observa-se que há uma diferença nos percentuais da composição gravimétrica dos RSU quando comparados aos dados do Planares em que o percentual de matéria orgânica biodegradável é de 45,3% e de recicláveis (metais, vidro, plástico e papel/papelão) corresponde a 32,2% (Brasil, 2022a), o que é reflexo do impacto da coleta seletiva dos materiais recicláveis secos nas regiões atendidas pela unidade e, também,

dos desafios impostos pela segregação do resíduo que não é triado na fonte geradora, dificultando o potencial de recuperação de materiais mesmo em um sistema mecanizado.

A Tabela 8 apresenta o percentual de RSI e RSU utilizado para a produção de CDR durante o período de uma semana. Nos dias 2 e 5 o CDR foi produzido somente com o RSI. Nestas datas houve recebimento do RSU, mas a fração de RSU não foi incorporada ao combustível na data de processamento devido à problemas operacionais. Apesar da quantidade de RSU recebida, a parcela deste resíduo que compõe o CDR representa uma média de 19%.

Tabela 8 - Produção de CDR: percentual de rejeito de RSU e RSI processados.

	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5	Dia 6	Média semanal
RSI (%)	81,35	100,00	67,52	68,09	100,00	55,06	92,76
Rejeito RSU (%)	18,65	0	32,48	31,91	0	44,94	18,85
Produção de CDR (t)	128,57	58,59	46,71	82,64	62,38	22,65	401,54

Fonte: Dados fornecidos pela empresa estudada (acordo de não divulgação).

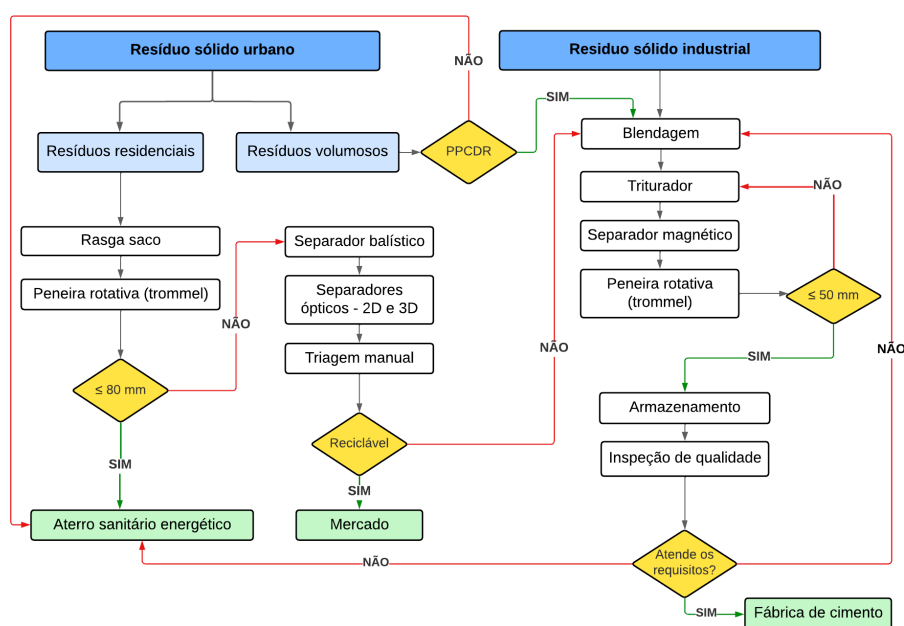
Os detalhes do fluxo de processamento dos resíduos são apresentados na Figura 21. Os RSU recebidos dividem-se em resíduos volumosos e resíduos residenciais. Os resíduos volumosos são triados e aqueles com potencial de produção de CDR são encaminhados diretamente para processamento na mesma etapa de entrada dos RSI. Enquadram-se como resíduos volumosos os resíduos provenientes da limpeza urbana, geralmente são mais homogêneos que os resíduos residenciais.

Já os resíduos residenciais passam por um rasga saco, já que a coleta porta-a-porta recolhe os resíduos acondicionados em sacos plásticos. Após o rompimento dos recipientes os resíduos são triados por uma peneira rotativa de malha de 80mm. Os resíduos com até 80mm são classificados como orgânicos biodegradáveis e após separados seguem para o aterro sanitário. Os resíduos com dimensão maior que 80mm seguem no processo e passam por um separador balístico para classificação dos materiais com superfície plana (2D) como papeis e plásticos filme e não planos (3D) como garrafas PET.

Estes materiais após classificados são encaminhados para leitores ópticos de luz infravermelha próxima (*Near infrared – NIR*). O equipamento identifica e separa com precisão diferentes materiais de acordo com a natureza e cor, distribuindo a luz sobre a esteira de transporte, fazendo a análise do material que passa por um scanner e um sensor envia sinal para máquina que faz a triagem selecionando o material previamente programado. Esta tecnologia permite planejar a triagem do material de interesse para reciclagem e também para retirada do

PVC, de forma a reduzir o teor de cloro presente no CDR. Posteriormente o resíduo reciclável recuperado passa por uma cabine de seleção/separação manual e então está apto para preparo, armazenamento e encaminhamento para o mercado de reciclagem. Os resíduos recicláveis de interesse são: polipropileno (PP), polietileno (PE), policloreto de vinila (PVC), politereftalato de etileno (PET), plástico filme, tetra pack, papel, papelão, vidro, metais ferrosos e não ferrosos.

Figura 21 - Produção de CDR – detalhes do processo.



Fonte: A autora (2023). Legenda: PPCDR: Potencial de produção de CDR.

Os rejeitos da *dMRF* são misturados com o RSI e os resíduos volumosos e triturados em uma dimensão de 50mm. Extraí-se os metais com auxílio de sistema de imãs e o resíduo passa por uma segunda peneira rotativa de 50mm. O material menor que 50mm é armazenado, passa pelo controle de qualidade por meio de análises laboratoriais em que se verifica o atendimento dos seguintes parâmetros: $PCS \geq 3.500 \text{ kcal.kg}^{-1}$; teor de cloro $\leq 0,5\%$ e teor de umidade e teor de cinzas $\leq 15\%$. Caso atenda a estes requisitos, que são uma exigência da cimenteira que compra o CDR, realiza-se a expedição para o uso nos fornos de produção de clínquer. O CDR com granulometria maior que 50 mm retorna para o processo de trituração para novo processamento. O material que não atende os requisitos de qualidade retorna para o processo de produção ou é encaminhado para o aterro sanitário.

Ressalta-se que quanto menor a quantidade de plástico no CDR, maior a fração biogênica deste combustível, reduzindo seu impacto ambiental, o que justifica a importância de recuperação de materiais (reciclagem). No entanto, é preferível que o plástico não reciclado seja utilizado para produção de CDR pois apresenta-se como uma alternativa prioritária ao

aterramento, quando se trata da PNRS e do atendimento a hierarquia na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, além de contribuir para o aumento do poder calorífico, que é um parâmetro técnico importante para aceitação do produto.

A produção mecanizada do CDR requer investimentos significativos, portanto produzir mais do que o mercado pode absorver pode resultar em desvalorização mercadológica do produto, uma vez que a oferta será maior que a demanda, portanto, é necessário conhecer o potencial de produção, e também o potencial de uso deste combustível alternativo.

4.2 Determinação do potencial para produção e uso de CDR

Neste tópico foram apresentados os resultados que demonstram o potencial de produção e uso do CDR, as estimativas de redução de custos e as emissões de CO₂e evitadas devido ao uso do CDR em substituição ao coque de petróleo.

4.2.1 Determinação do potencial para produção de CDR

Para estimativa do potencial de produção de CDR inicialmente levantou-se a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de cada um dos municípios que compõem a RMR (Tabela 9).

Tabela 9 - Composição gravimétrica dos resíduos da Região Metropolitana de Recife – RMR.

Municípios	Composição gravimétrica (%)			
	Recicláveis	Matéria orgânica	Outros*	Rejeitos
Araçoiaba ¹	29,11	43,3	14,83	12,75
Abreu e Lima ¹	33,98	36,21	18,32	8,43
Cabo do Santo Agostinho ¹	41,64	19,46	11,2	27,4
Camaragibe ²	22,29	68,29	4,48	4,98**
Igarassu ¹	37,49	36,94	15,73	8,08
Ilha de Itamaracá ¹	22,32	50,69	10,76	14,22
Ipojuca ¹	36,09	43,29	11,35	8,48
Itapissuma ¹	23,03	43,75	20,55	11,66
Jaboatão dos Guararapes ¹	31,01	28,99	13,5	26,1
Moreno ¹	27,64	38,84	14,5	17,49
Olinda ¹	31,29	48,69	13,71	4,91

Municípios	Composição gravimétrica (%)			
	Recicláveis	Matéria orgânica	Outros*	Rejeitos
Paulista ¹	39,57	34,96	16,65	7,41
Recife ¹	40,4	35,49	16,8	6,1
São Lourenço da Mata ²	24,8	54,2	21	-

Fonte: Adaptado de ¹Tavares (2018); ²Prefeitura De Camaragibe (2021) Nota: *compósitos, têxteis e sanitários.
**têxteis e inertes.

Além de dados de composição gravimétrica, para determinação do potencial de produção de CDR foram utilizados dados de geração *per capita*, taxa de coleta de RSU e taxa de recuperação de recicláveis, apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Geração per capita, taxa de coleta de RSU e taxa de recuperação da fração reciclável na Região Metropolitana de Recife – RMR.

Município	Geração per capita ¹ (kg/hab.dia)	Taxa de coleta de RSU (%)	Taxa de recuperação da fração reciclável (%)
Abreu e Lima	1,18	99 ³	1,01 ³
Araçoiaba	0,66	79,22 ³	1,01 ²
Cabo do Santo Agostinho	0,85	90,68 ³	0,26 ²
Camaragibe	0,67	100 ³	0 ⁴
Igarassu	0,89	100 ³	0
Ilha de Itamaracá	1,37	82,48 ²	2,31 ³
Ipojuca	1,17	94,81 ³	1,7 ³
Itapissuma	0,97	80 ³	0,88 ³
Jaboatão dos Guararapes	0,64	98,41 ³	0,83 ²
Moreno	0,48	88,54 ³	0,29 ³
Olinda	0,81	99,84 ³	0,34 ²
Paulista	0,75	100 ³	0,13 ³
Recife	0,87	100 ³	2,18 ¹
São Lourenço da Mata	1,26	69,62 ³	0

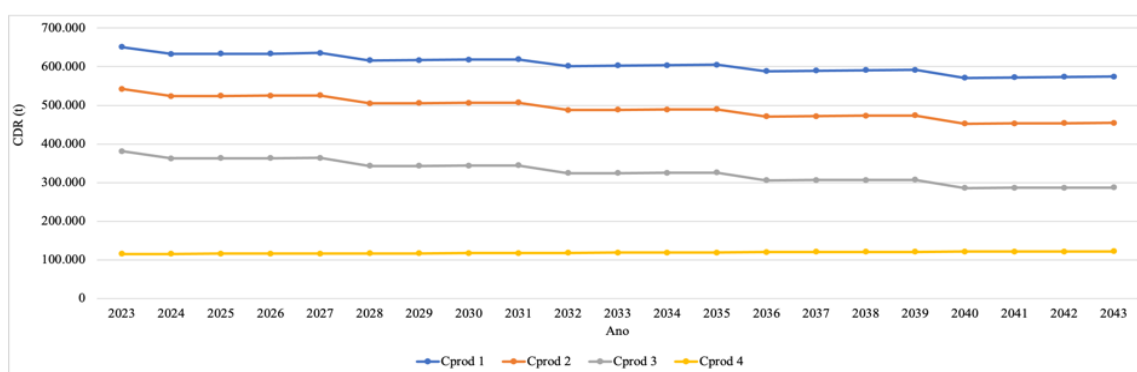
Fonte: Adaptado de ¹Tavares (2018); ²SNIS (2021); ³SNIS (2022); ⁴Prefeitura De Camaragibe (2021).

Para os cálculos foi adotada uma geração *per capita* constante de RSU, de forma conservadora, já que a tendência é que haja um aumento ao longo dos anos, mas ainda não há um método consolidado para esta determinação (Alzamora *et al.*, 2022). A geração de resíduos é um produto natural da urbanização, do desenvolvimento econômico e do crescimento populacional, e, à medida que as cidades se tornam mais prósperas, a oferta de produtos e serviços se torna maior e mais diversificada, o que impacta diretamente a quantidade de resíduos gerados (Kaza *et al.*, 2018). A construção de cada cenário proposto para determinação

do potencial de produção de CDR se deu em função das metas para reciclagem e para coleta convencional contidos no Planares para a região Nordeste brasileira (Tabela 4).

A Figura 22 expõe a evolução da produção de CDR durante o horizonte de projeto (2023-2043). Na Tabela 11 apresenta-se a evolução da produção do CDR por município nos anos de 2024, 2028, 2032, 2036 e 2040, referentes aos anos das metas do Planares. Os cálculos detalhados foram apresentados no Apêndice A desta tese. A Tabela 12 apresenta o montante de produção de CDR por cenário por ano.

Figura 22 - Evolução do potencial de produção de CDR na Região Metropolitana de Recife de 2023 a 2043 nos cenários 1, 2, 3 e 4.



Fonte: A autora (2023). Legenda: Cprod: cenários de produção de CDR.

Apesar das metas do Planares iniciarem-se em 2020, este ano não foi considerado para fins de projeção já que não é coerente que se determine o potencial para períodos anteriores ao ano vigente, ainda que o plano as tenha estabelecido para o ano citado, mesmo tendo sido publicado em 2022.

O cenário 4 representa um cenário constante de produção de CDR, já que se adotou um percentual constante da fração de CDR recuperada do montante de RSU. Para os cenários 1, 2 e 3, o ano de 2023 é o cenário base e para o ano de 2024 nota-se um decréscimo no potencial de produção de CDR na RMR, uma vez que os municípios mais populosos possuem cobertura de coleta de RSU maior que 98%, logo, não há um aumento significativo no montante de RSU de entrada, além disso, tem-se o aumento da meta de recuperação de recicláveis, o que faz com que haja uma redução do potencial de produção de CDR. Os municípios como Araçoiaba e São Lourenço da Mata (Tabela 11) apresentam um aumento deste potencial de produção de CDR pois possuem taxas menores de coleta de RSU (79,2 e 69,65%, respectivamente).

Ainda nos cenários 1, 2 e 3 tem-se quedas de potencial de produção de CDR nos anos de 2032, 2036 e 2040 (Tabela 12) pois estes são os anos a partir dos quais há aumento das metas

de recuperação de recicláveis, conforme consta no Planares. A partir de 2036 a taxa coleta de RSU atinge 100%, mas devido ao aumento das taxas de recuperação de recicláveis o potencial de produção de CDR tendeu a diminuir. Para alguns municípios essa redução iniciou-se mais cedo pois os percentuais de cobertura de coleta de RSU já possuem valores iguais ou próximos a 100% em anos anteriores.

Tabela 11 - Potencial de produção de CDR (PPCDR), por município, na Região Metropolitana de Recife para os anos de 2024, 2028, 2032, 2036 e 2040 – Cenários 1, 2, 3 e 4.

Cenários de produção de CDR	Ano	Potencial de produção de CDR (PPCDR) por município (t.ano ⁻¹)													
		Abreu e Lima	Araçoiaba	Cabo do Santo Agostinho	Camaragibe	Igarassu	Ilha de Itamaracá	Ipojuca	Itapissuma	Jaboatão dos Guararapes	Moreno	Olinda	Paulista	Recife	São Lourenço da Mata
Cprod1	2024	24366.54	2187.6	44473.7	9776.95	22051.15	4469.2	21647.27	21647.27	87786.36	4728.85	47222.52	58483.55	281811.68	19098.78
	2028	23844.44	2252.01	45330.77	9124.69	22168.69	4648.05	22289.56	4816.14	84747.1	4698.57	44037.48	59040.6	269441.05	19586.76
	2032	23302.82	2314.5	47734.7	8461.91	22258.12	4822.38	23323.1	5105.24	81710.25	4706.22	40983.6	59532.15	257303.93	20035.23
	2036	22970.94	2346.16	49622.56	7788.51	22316.92	4930.41	24804.25	5337.04	79946.98	4650.18	38117.25	59951.31	245396.73	20191.45
	2040	22428.61	2295.95	49812.16	7141.53	22387.34	4864.31	25466.04	5386.06	77018.43	4436.12	35399.69	60406.58	234167.99	19633.97
Cprod 2	2024	20771.06	1662.23	28573.65	8356.02	18963.22	3014.92	18138.69	3511.43	61474.49	3252.72	42215.77	51264.44	253016.86	*
	2028	20198.36	1690	28690.05	7692.93	18952.84	3063.03	18533.29	3684.87	58445.76	3177.6	39157.68	51501.55	240955.94	*
	2032	19605.42	1713.36	29729.04	7019.25	18909.04	3095.07	19229.98	3855.72	55419.43	3124.21	36227.52	51658.99	229125.22	*
	2036	19183.63	1710.92	30374.85	6334.85	18829.09	3070.71	20263.23	3973.55	53242.07	3024.52	33474.34	51729.23	217521.13	*
	2040	18588.00	1648.17	29956.86	5676.79	18755.02	2932.18	20604.45	3950.27	50324.2	2824.07	30874.5	51820.11	206592.22	*
Cprod 3	2024	12957.39	1051.15	22074.37	6740.36	12951.7	1914.5	13442.66	1706.53	41188.36	2028.94	28235.62	35043.37	173713.07	9594.65
	2028	12274.72	1036.3	21888.01	6064.95	12692.27	1863.68	13505.74	1691.08	38167.74	1916.65	25532	34561.59	162505.17	9354.87
	2032	11570.27	1014.16	22369.07	5378.86	12389.11	1788.05	13751.56	1653.52	35149.52	1812.66	22947.33	33968.28	151518.29	9021.1
	2036	10953.09	972.04	22507.17	4681.96	12039.05	1663.52	14185.33	1570.47	32652.9	1676.78	20510.13	33254.51	140748.97	8478.18
	2040	10241.62	894.7	21840.83	4011.3	11683.67	1470.16	14097.48	1419.78	29743.26	1487.62	18239	32526.62	130645.85	7613.17
Cprod 4	2024	4435.71	428.54	6035.05	3750.65	3974.56	1063.61	4302.97	913.43	15627.83	877.74	10604.93	10132.08	49092.82	4706.81
	2028	4498.13	458.42	6316.18	3779.24	4139.22	1159.22	4606.75	1009.02	15621.58	904.41	10336.04	10581.12	48564.76	5067.22
	2032	4561.44	490.34	6834.26	3808.04	4310.7	1263.29	5019.87	1114.49	15615.34	940.7	10073.96	11050.05	48042.38	5454.62
	2036	4672.36	518.16	7305.7	3837.07	4489.28	1360.11	5569.17	1216.15	15861.29	966.66	9834.27	11539.77	47525.62	5800.86
	2040	4738.12	528.39	7536.32	3866.31	4675.27	1413.1	5962.33	1280.64	15854.94	958.56	9584.92	12051.19	47014.42	5953.16

*Ausência de dados da fração “outros” na composição gravimétrica não permitiram obtenção de resultados para o cenário 2 para o município de São Lourenço da Mata.

Fonte: A autora (2023).

Tabela 12 - Montante do potencial de produção de CDR (PPCDR) acumulado para os cenários 1, 2, 3 e 4 de produção de CDR por ano.

Ano	Potencial de produção de CDR (PPCDR) (t.ano ⁻¹)			
	<i>Cprod 1</i>	<i>Cprod 2</i>	<i>Cprod 3</i>	<i>Cprod 4</i>
2023	650.664,41	542.343,05	381.361,91	115.676,85
2024	632.639,66	523.810,15	362.642,65	115.946,74
2025	633.480,04	524.364,59	363.068,25	116.092,41
2026	633.588,37	524.939,39	363.508,19	116.242,66
2027	635.235,24	525.534,73	363.962,60	116.397,53
2028	616.025,88	505.098,76	343.054,76	117.041,32
2029	616.951,20	505.714,00	343.514,20	117.208,99
2030	617.901,44	506.349,55	343.987,69	117.381,46
2031	618.876,82	507.005,61	344.475,35	117.558,75
2032	601.594,17	487.733,37	324.331,78	118.579,51
2033	602.620,39	488.418,20	324.829,11	118.773,52
2034	603.671,91	489.123,42	325.340,25	118.972,58
2035	604.748,97	489.849,23	325.865,35	119.176,73
2036	588.370,69	471.210,30	305.894,10	120.496,47
2037	589.495,85	471.962,24	306.424,33	120.718,70
2038	590.646,76	472.734,72	306.968,15	120.946,28
2039	591.823,68	473.527,93	307.525,71	121.179,24
2040	570.844,79	452.160,01	285.915,07	121.417,67
2041	572.029,95	452.950,76	286.455,96	121.661,59
2042	573.240,90	453.761,87	287.009,99	121.911,09
2043	574.477,91	454.593,54	287.577,30	122.166,20
TOTAL	12.718.929,04	10.323.185,42	6.883.712,71	2.495.546,28

Fonte: A autora (2023). Legenda: Cprod: cenário de produção.

A composição gravimétrica do RSU impacta na produção do CDR, por isso os valores presentes nos cenários 1, 2 e 3 representam o potencial de produção deste combustível alternativo levando em consideração este parâmetro. No entanto, as tecnologias empregadas influenciam diretamente na recuperação dos recicláveis e na produção do CDR, desta forma, o cenário 4 foi calculado para retratar um quadro mais realista, em que se utilizou o percentual

de RSU recuperado para produção de CDR em uma unidade em operação no Brasil (10,4%), conforme apresentando no item 4.1.2.

No cálculo do cenário 4 considerou-se somente a influência dos percentuais de crescimento populacional e cobertura de coleta de RSU. Este foi o cenário com menor potencial de produção de CDR, mas demonstra a influência do grau de tecnologia na recuperação de materiais e energia do RSU.

A Tabela 13 apresenta a porcentagem de CDR produzido em relação ao RSU coletado: conforme a taxa de coleta dos RSU se estabiliza e a taxa de recuperação de recicláveis aumenta. Uma vez que o cenário 4 foi previamente calculado baseando-se em uma porcentagem de produção de CDR em relação a quantidade de RSU disponível, logo, não há dados para este cenário nesta tabela, uma vez que a resposta para todos os anos seria a mesma: 10,4%.

Os resultados mostram que o CDR pode contribuir para a redução da quantidade de resíduos enviados para a disposição final ambientalmente adequada, aumentando a porcentagem de massa recuperada de RSU. A composição gravimétrica está diretamente relacionada a esse resultado, porém, os baixos índices de triagem nas fontes geradoras de RSU impedem a otimização da recuperação de material e energia e dificultam a obtenção dos resultados aqui apresentados.

Nota-se que para os cenários 1, 2 e 3 há uma alta produção de CDR, uma vez que, no geral, a maior parcela dos RSU é destinada para este combustível. Isso deve-se as baixas taxas de recuperação de recicláveis propostas no Planares. A tendência é que a recuperação de resíduos recicláveis cresça à medida que novas metas sejam determinadas dentro das estratégias de gestão dos RSU, mas mesmo com o aumento destas metas ainda há um longo caminho e inúmeros desafios de gestão para que se alcance elevados percentuais de recuperação da fração reciclável dos RSU.

Os resultados evidenciam que a produção de CDR não necessariamente concorre com processos de reciclagem, até porque há uma demanda de capacidade tecnológica e econômica para recuperação de altos índices de fração combustível

Tabela 13 - Percentual de produção de CDR (PPCDR) em relação a quantidade de RSU coletado (CRSU) para os cenários de produção de CDR (Cprod) 1, 2 e 3.

Município	Cenário prod 1					Cenário prod 2					Cenário prod 3				
	2024	2028	2032	2036	2040	2024	2028	2032	2036	2040	2024	2028	2032	2036	2040
Abreu e Lima	57,13	55,13	53,13	51,13	49,23	48,70	46,70	44,70	42,70	40,80	30,38	28,38	26,38	24,38	22,48
Araçoiaba	53,09	51,09	49,09	47,09	45,19	40,34	38,34	36,34	34,34	32,44	25,51	23,51	21,51	19,51	17,61
Cabo do Santo Agostinho	76,64	74,64	72,64	70,64	68,74	49,24	47,24	45,24	43,24	41,34	38,04	36,04	34,04	32,04	30,14
Camaragibe	27,11	25,11	23,11	21,11	19,21	23,17	21,17	19,17	17,17	15,27	18,69	16,69	14,69	12,69	10,79
Igarassu	57,70	55,70	53,70	51,70	49,80	49,62	47,62	45,62	43,62	41,72	33,89	31,89	4,00	27,89	25,99
Ilha de Itamaracá	43,70	41,70	39,70	37,70	35,80	29,48	27,48	25,48	23,48	21,58	18,72	16,72	14,72	12,72	10,82
Ipojuca	52,32	50,32	48,32	46,32	44,42	43,84	41,84	39,84	37,84	35,94	32,49	30,49	28,49	26,49	24,59
Itapissuma	52,32	49,64	47,64	45,64	43,74	39,98	37,98	35,98	33,98	32,08	19,43	17,43	15,43	13,43	11,53
Jaboatão dos Guararapes	58,42	56,42	54,42	52,42	50,52	40,91	38,91	36,91	34,91	33,01	27,41	25,41	23,41	21,41	19,51
Moreno	56,03	54,03	52,03	50,03	48,13	38,54	36,54	34,54	32,54	30,64	24,04	22,04	20,04	18,04	16,14
Olinda	46,31	44,31	42,31	40,31	38,41	41,40	39,40	37,40	35,40	33,50	27,69	25,69	23,69	21,69	19,79
Paulista	60,03	58,03	56,03	54,03	52,13	52,62	50,62	48,62	46,62	44,72	35,97	33,97	31,97	29,97	28,07
Recife	59,70	57,70	55,70	53,70	51,80	53,60	51,60	49,60	47,60	45,70	36,80	34,80	32,80	30,80	28,90
São Lourenço da Mata	42,20	40,20	38,20	36,20	34,30						21,20	19,20	17,20	15,20	13,30
MÉDIA	53,05	51,00	49,00	47,00	45,10	42,42	40,42	38,42	36,42	34,52	27,88	25,88	22,03	21,88	19,98

Fonte: A autora (2023).

Além disso, a fração reciclável possui maior valor econômico, desta forma, a reciclagem material é mais interessante que a reciclagem energética, além do que, do ponto de vista legal, é obrigatório que seja seguida a hierarquia na ordem de prioridade no gerenciamento dos resíduos sólidos, conforme prevê a PNRS.

No entanto há necessidade de priorização de direcionamento de investimentos para recuperação da fração reciclável do RSU, e concomitante a isso, recuperação da fração não reciclada com viabilidade para ser transformada em combustível. Estas estratégias promoverão também a redução da quantidade de material encaminhada para áreas de disposição final. Vale ressaltar que a RMR é um recorte regional, mas representa a realidade da maioria das cidades brasileiras.

Na Tabela 14 apresenta-se os volumes fictícios economizados na disposição com o desvio de RSU para a produção de CDR, em cada cenário. Estes volumes foram determinados adotando-se que o RSU possui densidade específica de $0,25 \text{ t.m}^{-3}$ (Barros, 2012) e teor de compactação no local de descarte de $0,85 \text{ t.m}^{-3}$ (ISWA, 2019), o que resulta em uma redução volumétrica de 1/3,4, ou seja, em cada 1 m^3 de aterramento será depositado $3,4 \text{ m}^3$ de RSU.

Tabela 14 - Volume médio (fictício) economizado em locais de disposição final por desvio de RSU para produção de CDR em cada um dos cenários (Cprod 1, Cprod 2, Cprod 3 e Cprod 4) de potencial de produção de CDR (PPCDR).

Cenários de produção de CDR	Área por ano ($\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$)					Total (m^3) (2023-2043)
	2024	2028	2032	2036	2040	
Cprod 1	744.281,95	724.736,33	707.757,85	692.200,82	671.582,11	14.963.445,93
Cprod 2	616.247,24	594.233,84	573.803,97	554.365,06	531.952,95	12.144.924,02
Cprod 3	426.638,41	403.593,84	381.566,80	359.875,41	336.370,67	8.098.485,54
Cprod 4	136.407,93	137.695,67	139.505,30	141.760,56	142.844,31	2.935.936,80

Fonte: A autora (2023).

Para os cenários 1, 2, 3 e 4, há uma economia total cumulativa de descarte volumétrico de RSU de cerca de 14 milhões, 12 milhões, 8 milhões e 3 milhões de metros cúbicos, respectivamente, o que demonstra a importância e o impacto do desvio dos resíduos do aterro sanitário.

Para que se tenha uma ideia de dimensão de área que pode ser economizada, na Tabela 15 tem-se o dimensionamento de uma área fictícia, e para isso adotou-se uma camada de resíduos de altura de 5 metros (Panagiotakopoulos; Dokas, 2001), considerando que esta seria a altura de uma única célula sanitária, sem levar em consideração requisitos relacionados a

geometria ou alteamento do aterro.

Tabela 15 - Área média (fictícia) economizada em locais de disposição final por desvio de RSU para produção de CDR em cada um dos cenários (Cprod 1, Cprod 2, Cprod 3 e Cprod 4) de potencial de produção de CDR (PPCDR).

Cenários de produção de CDR	Área por ano (m ² .ano ⁻¹)					Total (m ²) (2023-2043)
	2024	2028	2032	2036	2040	
Cprod 1	148.856,39	144.947,27	141.551,57	138.440,16	134.316,42	2.992.689,19
Cprod 2	123.249,45	118.846,77	114.760,79	110.873,01	106.390,59	2.428.984,80
Cprod 3	85.327,68	80.718,77	76.313,36	71.975,08	67.274,13	1.619.697,11
Cprod 4	27.281,59	27.539,13	27.901,06	28.352,11	28.568,86	587.187,36

Fonte: A autora (2023).

Ressalta-se que os volumes e áreas apresentados não levaram em conta a adição de camada de cobertura de solo, comumente aplicada em áreas de disposição após o fechamento da célula do aterro.

4.2.2 *Potencial de Uso do CDR – demanda, impacto econômico e nas emissões de CO₂*

A primeira análise do potencial de produção de CDR foi realizada para uma cimenteira com capacidade produtiva de 5000 t de clínquer.dia⁻¹, considerando 252 dias de produção. ano⁻¹, que o PCS do coque de petróleo é 35,2 MJ.kg⁻¹ (Petrobrás, 2019) e o PCS do CDR é 21,12 MJ.kg⁻¹, valor que corresponde ao valor médio do PCS obtido nesta pesquisa (4.3.7). Para o cálculo da economia em relação ao não uso do coque, considerou que no Brasil o preço do coque de petróleo é de US\$ 150,00. tonelada⁻¹ (Ministério de Minas e Energia, 2023) e a estimativa de preço do CDR é de US\$ 20,00. tonelada⁻¹, considerando a cotação do dólar no dia 09 de maio de 2023 (Paula *et al.*, 2019).

Considerando as metas de substituição aplicadas e a de redução da energia térmica previstas no Roadmap da indústria do cimento no Brasil, a Tabela 15 apresenta 3 cenários com a quantidade de combustível necessária para atender estas demandas. Uma vez que as metas de substituição aumentam nos cenários 1 e 2, logo, o uso de coque de petróleo é reduzido, diminuindo os custos relacionados ao consumo do coque de petróleo e evita-se a emissão de CO₂ fóssil. Ressalta-se que para estes valores não são abatidas as emissões provenientes do consumo do CDR.

O cenário 1(Ccons 1), cenário base, demonstra a demanda de energia térmica anual para produção utilizando-se somente o coque de petróleo. No cenário 2 (Ccons 2), o uso de 17% de

CDR em 2050 como fonte energética para indústria cimenteira corresponde ao uso de 32,6 mil toneladas de CDR por ano, e uma redução do uso de 19,6 mil toneladas de coque de petróleo por ano, o que equivale a 2,3 milhões de dólares e 13,7 mil toneladas de CO₂ fóssil evitadas por ano. Ressalta-se que para calcular o a economia devido ao não uso do coque, deduziu-se os custos referentes a tonelada de CDR consumido no mesmo período.

O cenário 3 (Ccons 3) apenas retrata o potencial que o CDR possui como combustível alternativo, em termos econômicos. Devido a heterogeneidade deste material e os aspectos operacionais da produção de cimento, a viabilidade técnica e ambiental de substituição deve ser avaliada caso a caso.

Na Tabela 17, compara-se os dados de potencial de produção de CDR (PPCDR) para os cenários apresentados no item 4.2.1 com a demanda de CDR para os cenários da Tabela 16, que se refere ao consumo de CDR (CCDR) em uma fábrica fictícia com capacidade produtiva de 5.000 toneladas por dia de clínquer.

Observa-se que há potencial para que uma fábrica com esta capacidade produtiva absorva o combustível alternativo produzido na RMR, no entanto, ainda haverá uma oferta ociosa, portanto, há a capacidade de atendimento de mais de uma fábrica e até outros processos produtivos.

Tabela 16 - Projeção da energia térmica para produção de cimento e consumo de coque de petróleo, economia no uso de coque e nas emissões de CO₂ nos cenários 1 e 2 em uma unidade com capacidade de produção de 5000 toneladas de clínquer por dia.

Cenário	Ano	Taxa de substituição de CDR (%)	Consumo de coque de petróleo (%)	Energia térmica na produção anual de cimento (GJ.tonelada de clínquer ⁻¹)	Energia térmica para produção de cimento por combustível (GJ.ano ⁻¹)		Quantidade de combustível para atender a demanda de energia térmica (t.ano ⁻¹)		Coque de petróleo economizado (t.ano ⁻¹)	Economia em relação ao não uso do coque (US\$.ano ⁻¹)	Redução de emissão de CO ₂ fóssil em coque de petróleo (t.ano ⁻¹)
					<i>Coque de petróleo</i>	<i>CDR</i>	<i>Coque de petróleo</i>	<i>CDR</i>			
Ccons 1		0	100	3,47	4.372.200	0	124.210,23	0	-	-	-
		0	100	3,38	4.258.800	0	120.988,64	0	-	-	-
		0	100	3,22	4.057.200	0	115.261,36	0	-	-	-
C cons 2	2030	10	90	3,47	3.934.980	437220	111.789,20	20.701,70	12.421,02	1.449.119,32	8.694,72
	2040	13	87	3,38	3.705.156	553.644	105.260,11	26.214,20	15.728,52	1.834.994,32	11.009,97
	2050	17	83	3,22	3.367.476	689.724	95.666,93	32.657,39	19.594,43	2.286.017,05	13.716,10
C cons 3	2030	35	65	3,47	2.841.930	1.530.270	80.736,65	72.455,97	43.473,58	5.071.917,61	30.431,51
	2040	45	55	3,38	2.342.340	1.916.460	66.543,75	90.741,48	54.444,89	6.351.903,41	38.111,42
	2050	55	45	3,22	1.825.740	2.231.460	51.867,61	105.656,25	63.393,75	7.395.937,50	44.375,63

Fonte: A autora (2023).

Tabela 17 - Relação de oferta de CDR (potencial de produção de CDR – PPCDR) na RMR e demanda de CDR (consumo de CDR – CCDDR) para uma unidade de produção de com capacidade de produção de 5000 toneladas de clínquer por dia.

Cenários de uso do CDR	Ano	Demanda de CDR (t.ano ⁻¹) por cenário de consumo (CCDR)	Oferta de CDR (t.ano ⁻¹) por cenário de potencial de produção de CDR (Cprod)				Percentual de consumo do CDR ofertado para atendimento da demanda (%) em cada cenário			
			<i>Cprod 1</i>	<i>Cprod 2</i>	<i>Cprod 3</i>	<i>Cprod 4</i>	<i>P_{C1}</i>	<i>P_{C2}</i>	<i>P_{C3}</i>	<i>P_{C4}</i>
Ccons 2	2030	20.701,70	617.901,44	496.872,68	343.987,69	117.381,46	3,35	4,17	6,02	17,64
	2040	26.214,20	570.844,79	444.546,84	285.915,07	121.417,67	4,59	5,90	9,17	21,59
	2050	32.657,39	583.774,51	452.803,90	283.771,48	124.087,85	5,59	7,21	11,51	26,32
Ccons 3	2030	72.455,97	617.901,44	496.872,68	343.987,69	117.381,46	11,73	14,58	21,06	61,73
	2040	90.741,48	570.844,79	444.546,84	285.915,07	121.417,67	15,90	20,41	31,74	74,73
	2050	105.656,25	583.774,51	452.803,90	283.771,48	124.087,85	18,10	23,33	37,23	85,15

Fonte: A autora (2023).

A Tabela 18 demonstra os resultados da segunda análise e refere-se ao potencial de uso do CDR no país, considerando que a indústria cimenteira brasileira consome 5 milhões de toneladas de coque de petróleo por ano (Roland Junior; Zattar, 2022). Para determinar a quantidade de CDR necessário para atender os percentuais de substituição definiu-se, partir dos valores de PCS do coque de petróleo e do CDR, que a equivalência energética do CDR em relação ao coque de petróleo (EE_{CDR}) é de 1,7, ou seja, para obter-se a energia de 1 tonelada de coque requer -se 1,7 tonelada de CDR.

O cenário 0 representa o uso total de coque de petróleo e é apenas ilustrativo. Para o cenário 1(Ccons 1), que representa as metas do setor para uso de CDR, em 2050 tem-se uma economia de 98,6 milhões de dólares por ano. Considerando as metas brasileiras de redução de GEE, tem-se que em 2030 o Brasil deve reduzir em 53% as emissões, portanto, o não uso do coque de petróleo na indústria cimenteira contribuirá com 0,03% desta meta.

Para o cenário 2 (Ccons 2), que é mais audacioso ao considerar que todo o combustível alternativo a ser utilizado será composto por CDR, há uma economia de 319 milhões de dólares por ano. Fazendo-se a mesma comparação do cenário anterior, o não uso do coque de petróleo contribuiria com 0,09% da meta estabelecida para 2030.

Hemidat *et al.* (2019) e Kara (2012) constataram que quando 15% do CDR é usado como combustível suplementar junto com o coque de petróleo na produção de cimento, ele não causa desvantagem em termos de qualidade do clínquer e valores de emissão de gás de chaminé.

Relacionando os resultados dos cenários 1 e 2 de consumo de CDR (Ccons 1 e Ccons 2) no Brasil com os cenários de produção de CDR (Cprod) na RMR (item 4.2.1), nos quais calculou-se o potencial de produção de CDR (PPCDR) em cada cenário, fez-se uma avaliação de quantidade de centros produtivos com capacidade similar à da RMR são necessários para atender a demanda nacional (Tabela 19). Estima-se que seriam necessárias 12 unidades de produção em 2050. Ressalta-se que esta estimativa generaliza fatores específicos de cada região produtora e que influenciam no potencial de produção do CDR, por exemplo: distâncias, quantidade de RSU disponível para produção de CDR e características do CDR.

Os resultados confirmaram que a co-combustão dos resíduos em fornos de cimento pode ser uma forma eficaz e utilizada a longo prazo para mitigar as emissões de carbono e reduzir os custos de produção de clínquer (Wojtacha-Rychter, Kucharski, Smolinski, 2021).

Tabela 18 - Projeção do consumo de coque de petróleo e CDR, economia no uso de coque e nas emissões de CO₂ nos cenários 1 e 2 considerando o consumo de 5.000.000 toneladas de coque de petróleo por ano.

Cenários de consumo do CDR	Ano	Taxa de substituição de CDR (%)	Consumo de coque de petróleo (%)	Consumo de coque de petróleo (t.ano ⁻¹)	Consumo de CDR (t.ano ⁻¹)	Coque de petróleo economizado (t.ano ⁻¹)	Economia em relação ao não uso de coque (US\$.ano ⁻¹)	Redução de emissão de CO ₂ em coque de petróleo (t.ano ⁻¹)
Ccons 0	-	0	100	5.000.000	0	0	0	0
	2030	10	90	4.500.000	850.000	500.000	58.000.000,00	350.000
Ccons 1	2040	13	87	4.350.000	1.105.000	650.000	75.400.000,00	455.000
	2050	17	83	4.150.000	1.445.000	850.000	98.600.000,00	595.000
Ccons 2	2030	35	65	3.250.000	2.975.000	1.750.000	203.000.000,00	1.225.000
	2040	45	55	2.750.000	3.825.000	2.250.000	261.000.000,00	1.575.000
	2050	55	45	2.250.000	4.675.000	2.750.000	319.000.000,00	1.925.000

Fonte: A autora (2023).

Tabela 19 - Quantidade de centros produtivos com potencial de produção de CDR similar ao potencial da RMR para atendimento da demanda nacional de CDR na indústria cimenteira.

Cenários de consumo do CDR	Ano	Demanda de CDR (Ccons) (t.ano ⁻¹)	Oferta de CDR (Cprod) (t.ano ⁻¹)				Quantidade de centros produtivos com potencial de produção de CDR similar ao potencial da RMR (Q _C)			
			<i>Cprod 1</i>	<i>Cprod 2</i>	<i>Cprod 3</i>	<i>Cprod 4</i>	<i>Q_{C1}</i>	<i>Q_{C2}</i>	<i>Q_{C3}</i>	<i>Q_{C4}</i>
Ccons 1	2030	850.000	617.901,44	496.872,68	343.987,69	117.381,46	1	2	2	7
	2040	1.105.000	570.844,79	444.546,84	285.915,07	121.417,67	2	2	4	9
	2050	1.445.000	583.774,51	452.803,90	283.771,48	124.087,85	2	3	5	12
Ccons 2	2030	2.975.000	617.901,44	496.872,68	343.987,69	117.381,46	5	6	9	25
	2040	3.825.000	570.844,79	444.546,84	285.915,07	121.417,67	7	9	13	32
	2050	4.675.000	583.774,51	452.803,90	283.771,48	124.087,85	8	10	16	38

Fonte: A autora (2023).

No que se refere ao potencial de consumo do CDR em termos logísticos, utiliza-se como parâmetro de viabilidade que a unidade de produção e a unidade de consumo de CDR estejam a uma distância máxima de 150 km uma da outra (ProteGEEr, 2021). Assim, comparando as distâncias entre as duas estações de tratamento de resíduos instaladas na RMR (Ecoparque e CTR Candeias) e as fábricas de cimento com processos integrados mais próximas a essas unidades, segundo dados do Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC, 2023), observa-se que apenas os processos produtivos instalados no Estado da Paraíba atendem ao requisito, portanto, são os que apresentam maior viabilidade para receber o CDR produzido na RMR (Tabela 20, Figura 23).

Tabela 20 - Distâncias entre centrais de tratamento de resíduos que recebem resíduos da RMR e as cimenteiras com processos integrados em Pernambuco, Paraíba e Alagoas.

Estado	Fábrica	Município	Distância entre cimenteira e Ecoparque (km)	Distância entre cimenteira e CTR Candeias (km)
PE	Pajeú (Petribú)	Carnaíba	438	399
	Intercement	João Pessoa	77,5	134
	Lafargeholcim	Caaporã	45,2	101
PB	Cimento Elizabeth	Alhandra	58,7	115
	Cimento Nacional (Brennand)	Pitimbu	51,8	108
AL	Intercement	São Miguel dos Campos	367	313

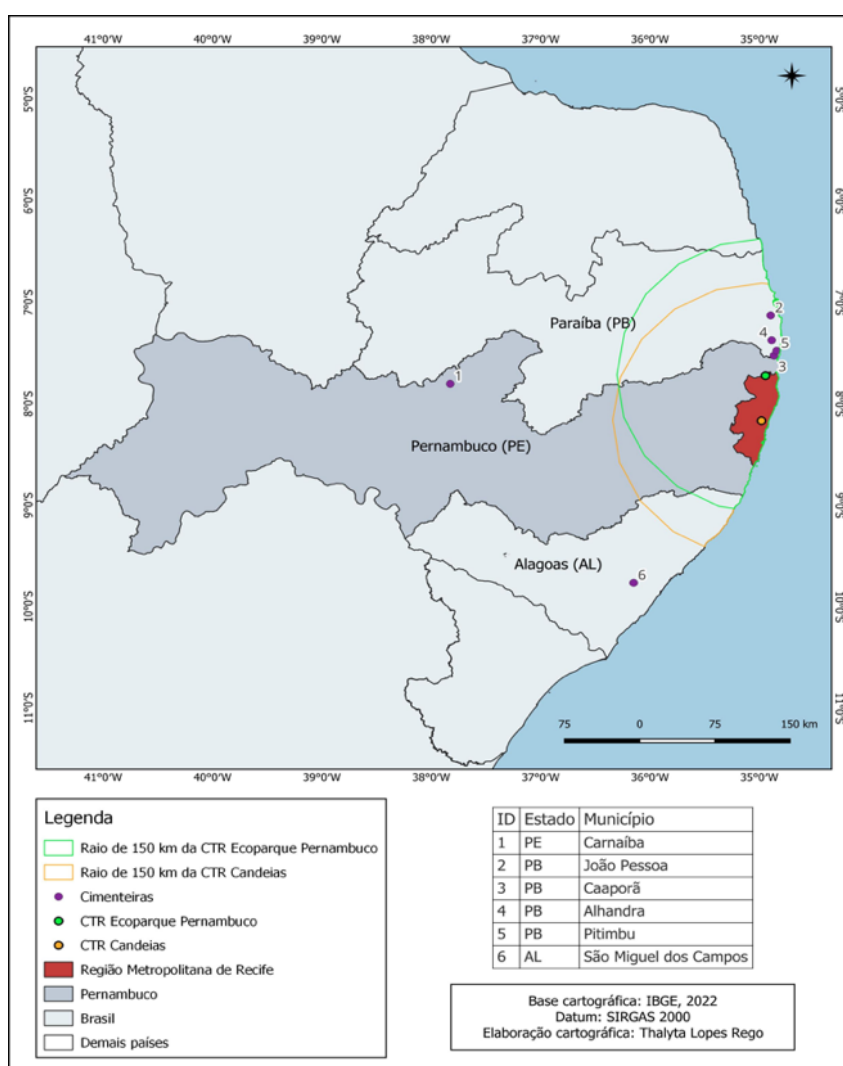
Fonte: A autora (2023).

A região Nordeste brasileira, em está inserida a RMR, possui o segundo maior potencial para emprego do CDR como combustível alternativo uma vez que comporta 22% do resíduo coletado no país e cerca de 19% das fábricas que atendem os critérios viáveis para absorção do CDR (Visedo and Pecchio 2019) e o estado da Paraíba é um dos centros logísticos de potencial volume de absorção desse material nesta região (Paula *et al.*, 2019). Para Pernambuco, o volume de CDR passível de ser consumido pela indústria cimenteira é zero, o que se deve a natureza das fábricas presentes no território do Estado: não são processos integrados de produção de cimento.

Paula *et al.* (2019) realizaram um estudo referente ao potencial do mercado de CDR para as cimenteiras determinando quantidades tecnicamente passíveis de serem consumidas em cenários denominados conservador e realista, sendo que o cenário conservador se refere ao cumprimento da meta de consumo de CDR para 2030 (10%) e o cenário realista refere-se ao cumprimento da meta de consumo de CDR para 2050 (17%), de acordo com o Roadmap da indústria cimenteira. Estes cenários apresentam, para o estado da Paraíba, potencial de consumo

de CDR de 217.997 e 435.955 toneladas por ano. Para o cenário 4 de produção de CDR (PPCDR₄) (estudado no tópico 4.2.1), no qual se utiliza um percentual real de recuperação de uma unidade brasileira, tem-se que a RMR tem potencial de produção de 117.381 e 124.114 toneladas de CDR em 2030 e 2050, respectivamente. Assim, de maneira análoga, pode-se dizer que a Paraíba tem potencial para absorver o CDR produzido na RMR, além de atender ao critério de viabilidade logística analisado.

Figura 23 - Fábricas de cimento localizadas a menos de 150 km das centrais de tratamento de resíduos da Região Metropolitana de Recife.



Fonte: A autora (2023).

Apesar do cenário promissor, ainda é necessário um alinhamento entre os setores de produção e consumo do CDR para garantir a estabilidade na continuidade de fornecimento de RSU e garantia de mercado consumidor para equilíbrio do mercado e segurança dos

investidores, já que ambos, produtor e consumidor, precisam investir para que haja viabilidade técnica de produção e consumo do CDR.

4.3 Caracterização do CDR

A seguir foram apresentados os resultados das análises realizadas para caracterização das amostras de CDR obtidas em unidade de produção situada no Estado de São Paulo. Enfatiza-se que os dados referentes as análises de granulometria, gravimetria e teor de biomassa foram determinados no Brasil e as análises imediata, elementar, teor de cloro, poder calorífico, elementos em estado traço e termogravimétricas foram realizadas em território francês.

4.3.1 Granulometria

A determinação da granulometria se deu de duas formas, por meio de equipamento denominado agitador elétrico e por meio de peneiramento manual.

A Tabela 21 apresenta os dados obtidos por meio do uso do agitador elétrico. O equipamento apresenta peneiras de 85 a 50 mm, permitindo que se verifique se o CDR estudado atende a exigência da unidade consumidora do produto, que é de granulometria menor que 50 mm.

Tabela 21 - Granulometria das amostras CDR - faixa de 85-50 mm.

Granulometria (mm)	Amostra (%)										Média $\pm \sigma$
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
$g \geq 85$	1,8	4,29	15,24	7,3	3,1	5,45	0,73	3,82	5,38	11,43	5,85 $\pm$ 4,45
$75 \leq g < 85$	0,6	3,68	2,44	3,9	1,23	0,91	5,8	2,29	10	5,71	3,66 $\pm$ 2,89
$62 \leq g < 75$	1,2	7,98	4,27	6,8	1,23	3,64	3,62	4,58	3,85	2,14	3,93 $\pm$ 2,19
$50 \leq g < 62$	1,2	10,43	6,1	6,8	6,79	3,18	2,17	6,87	7,69	2,86	5,41 $\pm$ 2,92
$g < 50$	95,2	73,62	71,95	75,2	87,65	86,82	87,68	82,44	73,08	77,86	81,15 $\pm$ 7,95

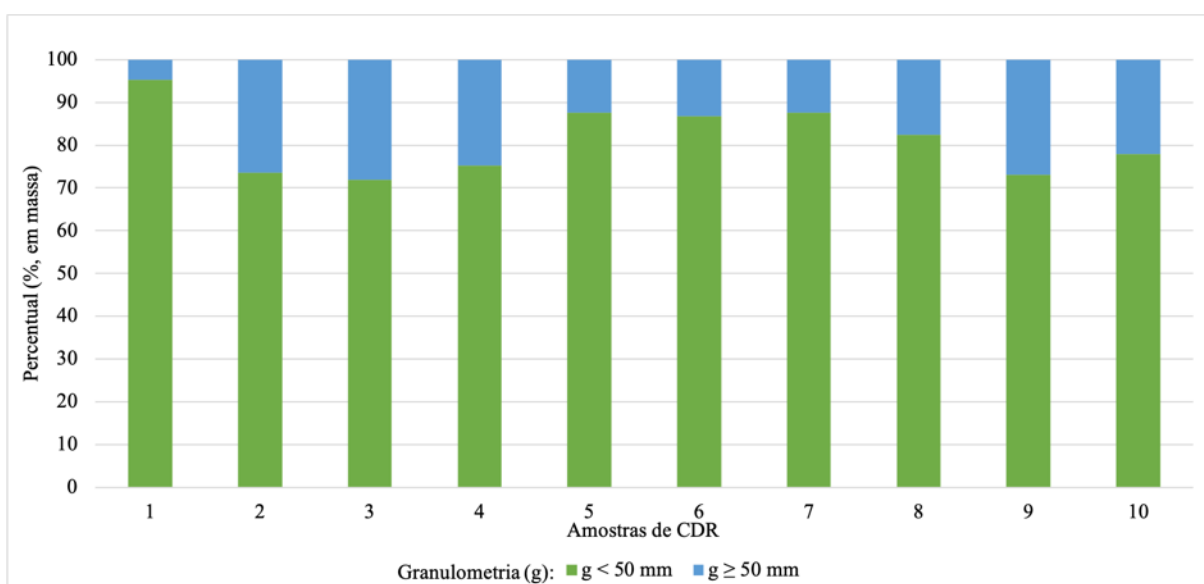
Fonte: A autora (2023). Legenda: σ : desvio padrão; g: granulometria.

Os dados apresentados demonstram que as 10 amostras analisadas possuem alto percentual de materiais com granulometria que atende ao exigido pelo mercado consumidor (≤ 50 mm), atendendo ao parâmetro pré-definido, com percentual variando de 73,08% para a amostra 9 a de 95,2% para a amostra 1.

A Figura 24 permite visualizar o percentual das amostras que possuem granulometria menor que 50 mm em relação aos demais. Deste modo, entende-se que o processo de produção de CDR possui boa eficiência quanto ao atendimento do critério de granulometria. Os materiais que possuem granulometria superior ao parâmetro estabelecido devem retornar ao início do processo para uma nova trituração.

A distribuição do tamanho das partículas é um parâmetro relevante tanto para a produção quanto para o uso de CDR pois determina os principais parâmetros dos processos de recuperação de energia de CDR/CSR: projeto da planta, tipo de reator, controle de temperatura, flexibilidade na escolha do processo de conversão térmica (pirólise, gaseificação ou combustão), agente de processo (ar, O₂, inerte, H₂O), tempo de residência, taxa de aquecimento ou formação de subprodutos (Ranieri *et al.*, 2017).

Figura 24 - Granulometria das amostras de CDR: partículas maiores e menores que 50 mm - método do agitador elétrico.



Fonte: A autora (2023). Nota: g = granulometria.

A determinação da granulometria por meio do peneiramento foi realizada segundo orientações da NBR 6457. Os resultados obtidos por meio do peneiramento manual são apresentados na Tabela 22.

A distribuição do tamanho de partículas nas amostras não é homogênea, mas os dados confirmam que a maior parcela das partículas apresenta tamanho menor que 50 mm. Entretanto, apesar do emprego do processo produtivo ser direcionado a obtenção de um produto final com

partículas de até 50 mm, a presença de partículas maiores ainda é notada.

Tabela 22 - Granulometria das amostras CDR – faixas de 50,8 a 0,075 mm.

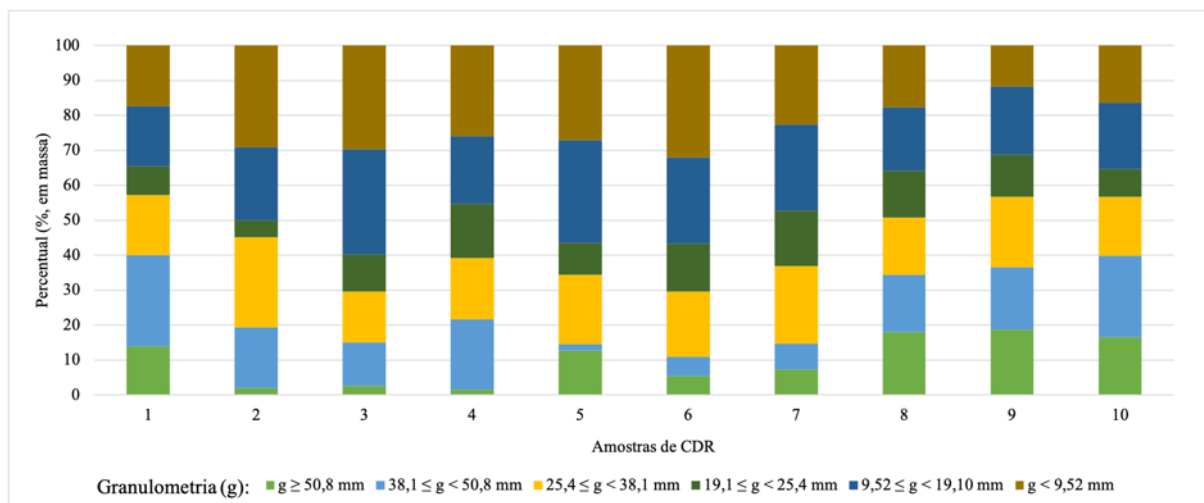
Granulometria (mm)	Amostra (%)										Média ± σ
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
$g \geq 50,8$	13,87	2,02	2,71	1,58	12,74	5,47	7,25	18,06	18,77	16,61	9,91±6,86
$38,1 \leq g < 50,8$	26,17	17,40	12,34	20,04	1,77	5,51	7,52	16,27	17,84	23,27	14,81±7,90
$25,4 \leq g < 38,1$	17,17	25,80	14,49	17,50	19,85	18,56	22,13	16,38	20,15	16,79	18,88±3,26
$19,1 \leq g < 25,4$	8,22	4,76	10,58	15,54	9,13	13,84	15,78	13,51	12,06	7,95	11,14±3,63
$9,52 \leq g < 19,10$	17,26	20,91	30,17	19,47	29,37	24,65	24,69	18,18	19,42	19,02	22,31±4,65
$4,76 \leq g < 9,52$	8,67	12,93	16,09	13,07	14,18	14,18	11,38	9,18	5,79	6,66	11,21±3,47
$2,00 \leq g < 4,76$	4,84	10,43	10,34	9,32	9,57	10,41	7,85	5,17	3,34	5,46	7,67±2,72
$1,19 \leq g < 2,00$	1,41	2,46	0,91	1,46	1,82	1,59	1,16	0,86	0,62	1,50	1,38±0,53
$0,59 \leq g < 1,19$	0,89	1,34	0,79	1,10	1,02	1,81	0,90	0,75	0,59	1,05	1,02±0,35
$0,42 \leq g < 0,59$	0,25	0,35	0,16	0,30	0,25	0,90	0,24	0,29	0,21	0,41	0,34±0,21
$0,297 \leq g < 0,42$	0,18	0,48	0,22	0,26	0,21	1,29	0,23	0,42	0,24	0,45	0,40±0,33
$0,149 \leq g < 0,297$	0,18	0,52	0,30	0,27	0,02	1,59	0,21	0,81	0,30	0,63	0,48±0,45
$0,075 \leq g < 0,149$	0,06	0,01	0,02	0,07	0,05	0,17	0,00	0,06	0,03	0,02	0,05±0,05
$g < 0,075$	0,83	0,59	0,88	0,02	0,02	0,05	0,66	0,06	0,64	0,18	0,39±0,36

Fonte: A autora (2023). Legenda: σ : desvio padrão; g: granulometria.

A Figura 25 demonstra a representatividade das partículas com granulometria abaixo de 9,52 mm. Parcelas abaixo desse valor são classificadas como fração fina. Segundo estudo realizado por (Di Maria *et al.*, 2013; Velis, 2010) essa fração é constituída por vários materiais cujo tamanho de partícula é geralmente definido entre 10 mm e 20 mm ou menos, constituído por solo, poeira, fragmentos plásticos, vidro, ferrosos, orgânicos, papelão e madeira triturados (Nasrullah *et al.*, 2015). De acordo com a norma NF ISO 21637 classifica-se como finos tipicamente as partículas <10mm (CEN/TS, 2020a).

Enquadrando os valores abaixo de 9,52mm como “finos” nota-se que a porcentagem de finos nas amostras varia de 11,76% (amostra 9) a 31,99% (amostra 6). A experiência em fornos de cimento mostra que a fração fina não é recomendada para fazer parte do CDR, para evitar entupimentos ao longo do processo produtivo (Velis *et al.*, 2010).

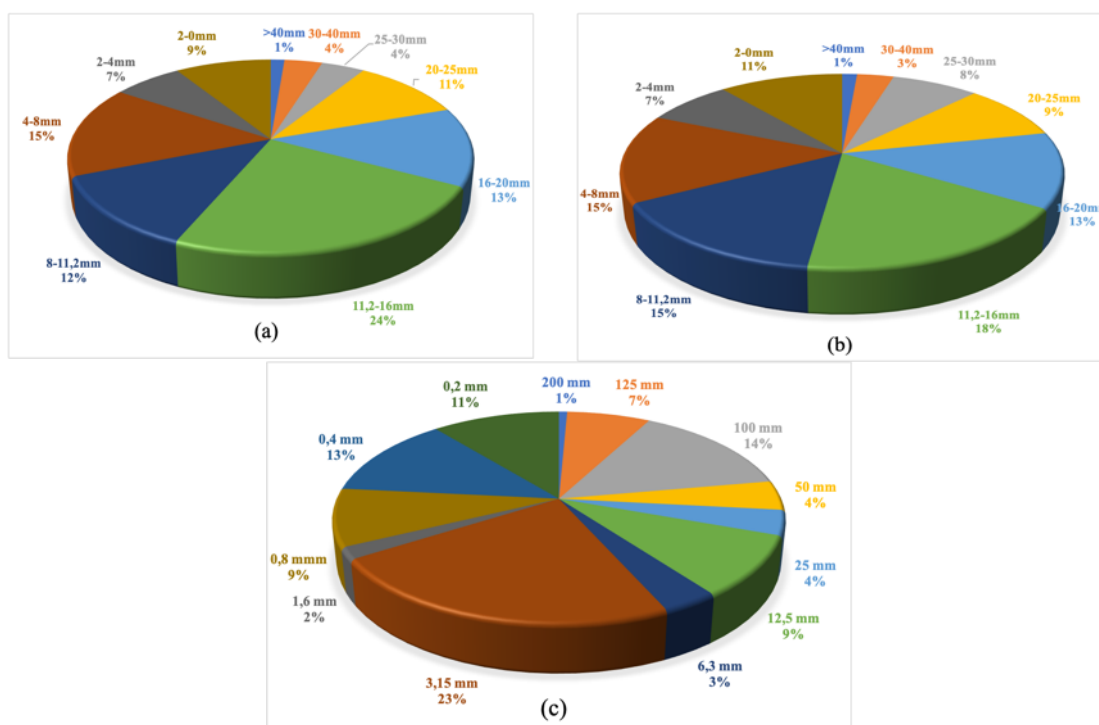
Figura 25 - Granulometria das amostras de CDR: Faixas de 9,52 a 50,8 mm.



Fonte: A autora (2023).

Sarc *et al.* (2019) realizaram o ensaio para amostras de CSR coletadas em 2014 (Figura 26a) e 2019 (Figura 26b), e a fração fina ($<11,2\text{mm}$) representou 43,5 e 51,4%, respectivamente. No estudo de Ranieri *et al.* (2017) distribuição granulométrica do CSR variou entre 200 μm até 200 mm (Figura 26c) e 69,5% das partículas tem granulometria igual ou menor que 12,5 mm. Na literatura as faixas de granulometria utilizadas não são padronizadas.

Figura 26 - Distribuição granulométrica do CDR/CSR.



Fonte: Adaptado de: (a) e (b) Sarc et al. (2019); (c) Ranieri et al. (2017).

Pitak *et al.* (2022) também determinaram a granulometria do CDR e verificaram que 78% da amostra possui partículas maiores que 80mm; 15% entre 80mm e 40mm; 6% entre 40mm e 20mm e 1% menores que 20mm. No entanto, essa determinação foi realizada com amostras coletadas antes da etapa de trituração do processo produtivo, portanto, não corresponde ao produto final. Tian *et al.* (2022) realizou ensaio granulométrico da fração fina dos resíduos e obteve os seguintes resultados: 56,8% das partículas menores que 0,85mm; 21,9% com granulometria entre 0,63 e 0,85 mm e 7,9% com granulometria menor que 0,147 mm. De acordo com o autor o material consiste principalmente de solo fino, resíduos molhados residuais, pequenos detritos sólidos e vidro fino, representando 30 e 40% do volume inicial de resíduos processados.

4.3.2 Composição gravimétrica

Para realização da composição gravimétrica o CDR foi triado manualmente nas seguintes frações: têxteis, papel/papelão, plástico, finos, resíduos verdes, metais não ferrosos, borracha e outros. Após a realização da composição gravimétrica, foi realizada a aferição da massa de cada fração obtida. A Tabela 23 apresenta os dados obtidos, em percentual da massa total de CDR, após a realização da triagem do material conforme recebido.

Tabela 23 - Composição gravimétrica das amostras de CDR conforme recebidas (base úmida).

Fração (%)	Amostra										Média $\pm \sigma$
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	
Têxteis	28,01	6,08	22,17	9,67	2,67	9,28	14,46	30,98	21,97	21,49	16,68 $\pm$ 9,61
Papel/papelão	29,63	29,93	17,82	29,21	48,38	32,23	23,16	20,66	20,26	20,69	27,20 $\pm$ 9,00
Plástico	19,88	17,26	22,02	23,82	18,24	23,13	18,88	23,29	29,06	27,92	22,35 $\pm$ 3,95
Finos	16,20	28,19	25,40	23,15	23,46	20,22	18,77	11,16	9,65	19,55	19,58 $\pm$ 5,94
Outros	3,74	16,49	9,50	11,49	4,68	5,76	1,57	6,05	11,40	8,04	7,87 $\pm$ 4,44
Resíduos verdes	1,72	2,04	2,81	2,66	2,56	9,38	17,10	3,66	4,31	1,63	4,79 $\pm$ 4,88
Metais não-ferrosos	0,82	-	0,27	-	-	-	-	-	-	-	0,55 $\pm$ 0,39
Borracha	-	-	-	-	-	-	6,05	4,19	3,35	0,67	3,57 $\pm$ 2,24

Fonte: A autora (2023). Legenda: σ : desvio padrão.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, as frações de têxteis, papel/papelão, plásticos e finos representam a maior porcentagem da composição do material, variando de

75,27% (amostra 7) a 93,72% (amostras 1).

Em estudo conduzido por Nasrullah *et al.* (2016) a fração de papel e papelão, plástico (mole) e plástico (duro) na composição do CSR foi de 30%, 19,6% e 13%, respectivamente. Outros componentes de destaque no fluxo de produção foram os têxteis e a madeira. Para este estudo, a porcentagem média de papel e papelão foi de 27,2% e de plástico, 22,35%.

Segundo estudo realizado por Porshnov (2022), geralmente os combustíveis derivados de resíduos podem ser compostos por resíduos lignocelulósicos (papel, papelão, madeira), têxteis, borracha, plástico, dentre outros resíduos. Ainda, este autor relata que na maioria dos casos, a parte orgânica dos resíduos é representada pela lignocelulose e seus derivados. Já a fração plástica é representada por substâncias sintéticas ou biogênicas de alto peso molecular, que são derivadas de matéria-prima petroquímica na maioria dos casos, e sua composição depende dos itens plásticos de vida curta usados na sociedade e das práticas de reciclagem e soluções técnicas usadas para o gerenciamento de resíduos em uma determinada área. E por fim, a fração têxtil é uma mistura de fibras de celulose e poliéster.

Após a realização da composição gravimétrica do CDR conforme recebido, em base úmida, foi realizada a secagem de cada fração, individualmente, e, posteriormente, foi realizada a determinação do percentual destes materiais em relação a massa total de CDR. A Tabela 24 apresenta os dados de massa de cada fração do CDR em base seca.

Tabela 24 - Composição gravimétrica das amostras de CDR em base seca.

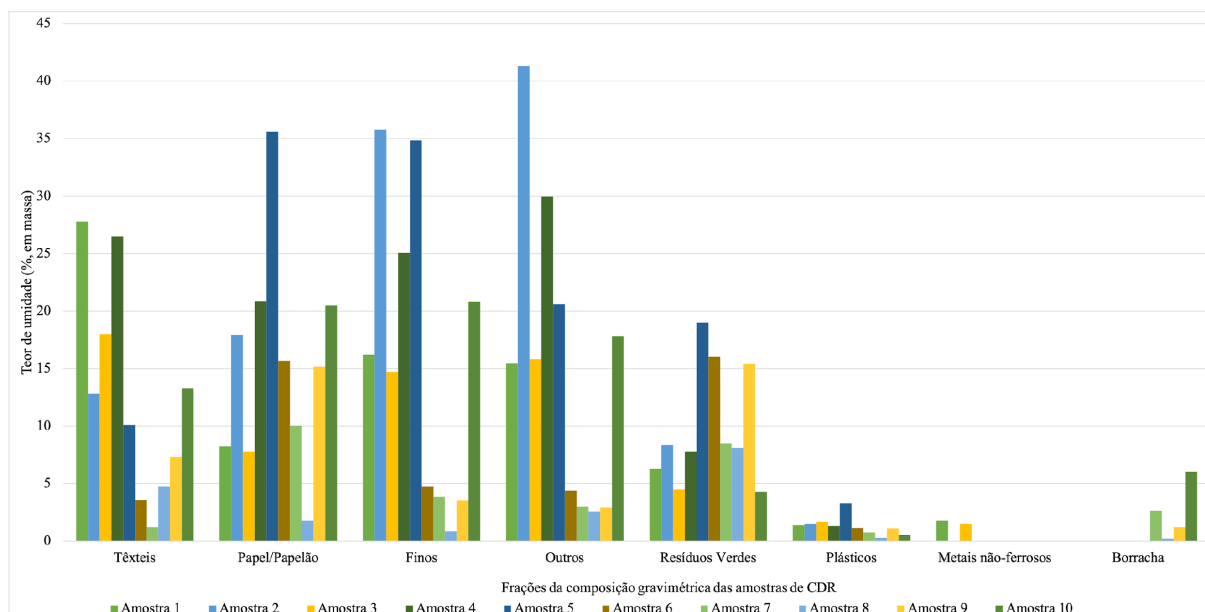
Fração (%)	Amostra										Média $\pm \sigma$
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	
Têxteis	23,54	6,25	20,32	8,70	3,42	9,75	15,03	30,24	22,36	21,91	16,15 $\pm$ 8,82
Papel/papelão	31,54	31,50	18,39	27,79	44,34	29,63	21,95	20,79	18,30	17,81	26,20 $\pm$ 8,44
Plástico	20,84	21,84	24,33	28,19	21,92	24,92	19,73	23,79	30,01	28,72	24,43 $\pm$ 3,53
Finos	15,74	23,23	24,18	20,85	21,76	21,00	19,00	11,34	9,91	16,76	18,38 $\pm$ 4,86
Outros	5,54	14,77	9,47	11,52	5,60	6,11	1,60	6,19	12,01	12,43	8,52 $\pm$ 4,12
Resíduos verdes	1,87	2,40	3,00	2,95	2,96	8,58	16,48	3,45	3,88	1,69	4,73 $\pm$ 4,56
Metais não-ferrosos	0,92		0,30								0,61 $\pm$ 0,44
Borracha							6,21	4,20	3,52	0,68	3,65 $\pm$ 2,29

Fonte: A autora (2023). Legenda: σ : desvio padrão.

Os dados da Tabela 24 demonstram que as frações de têxteis, papel/papelão, plásticos e finos ainda representam a maior porcentagem da composição do material.

Comparando os resultados da composição em base úmida e da composição em base seca, observa-se que as frações com maior teor de umidade são têxteis, papel/papelão, finos e outros (Figura 27).

Figura 27 - Teor de umidade das frações de composição gravimétrica do CDR.



Fonte: A autora (2023).

Os têxteis e o papel/papelão têm a capacidade de absorver água, o que justifica essas porcentagens, uma vez que uma parte do CDR foi obtida por separação mecânica do RSU misto.

Os finos correspondem às sobras que não podem ser claramente atribuídas a uma fração específica (Pieper *et al.*, 2020). As porções de finos e outros são compostas de solo, pequenos pedaços de papel, plásticos, matéria orgânica e vidro e, devido à natureza do papel e do solo, há também uma maior capacidade de retenção de líquidos, e a matéria orgânica pode conter altos teores de umidade.

A Tabela 25 apresenta composições gravimétricas de CDR e CSR relatadas na literatura. A grande parte dos CDR e CSR são produzidos a partir de RSU, apenas Sarc *et al.* (2019) e Pieper *et al.* (2020) não identificaram o resíduo que originou as amostras avaliadas.

Tabela 25 - Composição gravimétrica de amostras de CDR/CSR na literatura.

Têxtil	Papel/papelão	Madeira	Orgânico	Metal	Vidro	Plástico	Embalagem	Borracha/couro	Inerte	Finos	Outros	Perigoso	Autor (es)
7,43 - 18,23	5,7 - 8,08		4,21 - 4,6	0,03 - 1,09		29,15 - 57,81		1,13 - 1,48		8,89 - 16,15	3,65 - 32,26		(Chang; Chen; Chang, 1998)
66	17,1					16,9							(Kara <i>et al.</i> , 2010)

Têxtil	Papel/ papela o	Madei ra	Orgân ico	Metal	Vidro	Plástic o	Embal agem	Borra cha/ couro	Inerte	Finos	Outro s	Perigo so	Autor (es)
	27,91	2,18	29,61	3,71	0,48	24,5	2,16	0,03	0,48			0,34	(Montejo <i>et al.</i> , 2011)
4,21	9,61	27,28	9,48	1,01	0,65	41,06		0,39	6,31				(Nithikul; Karthikeyan; Visvanathan, 2011)
			33,7			59,8							(Miskolczi <i>et al.</i> , 2011)
11,1	41	10,1	4,5	2,4	0,9	29,3				0,7			(Rigamonti; Grosso; Biganzoli, 2012)
13,51	30,15		10,04	3,8	2,4	27,91			0,86	4,83	4,05	2,53	(Di Maria <i>et al.</i> , 2013)
5 - 12	24 - 31	0,3 - 3,7	14,5 - 33	1,8 - 6,4	0,1 - 1	22,1 - 32,1					4,7 - 10,3	0,043 - 1,3	(Montejo <i>et al.</i> , 2013)
7,91	32,15	3,25	16,84	4,39	1,13	22,19	2,03	0,6	1,42		7,93	0,15	(Gallardo <i>et al.</i> , 2014)
15	30	20				35							(Conesa; Rey, 2015c)
	79					21							(Efika; Onwudili; Williams, 2015)
10	30	8,2	0,4	4,6	3,2	32,6		4,8	2,6	9,6	1,8		(Nasrullah <i>et al.</i> , 2016)
	48,5		15,3	0,8	3,3	16,7			0,6		15		(Casado <i>et al.</i> , 2016)
60	20					20							(Sever Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016)
	55,64					26,9							(Robinson <i>et al.</i> , 2016)
2,89 - 3,66	14,1 - 20,77		33,11	0,58		6,49 - 16,77	20,63		0,08 - 6,78	6,67 - 55,8	1,44 8,56		(Ranieri <i>et al.</i> , 2017)
6 - 26	15 - 23					36 - 53			0,3 - 0,4		12 - 35		(Porshnov <i>et al.</i> 2018)
2,23	11,34	10,49	0,05	0,12	0,05	30,26		5,64		31,57	8,25		(Stępień <i>et al.</i> , 2018)
7,9	17,9	5		0,5	0,2	22,9					44,9		(Nobre <i>et al.</i> , 2019)
9,3 - 11,9	9,5 - 10,5	1,1 - 2,9	1,2	0,5 - 0,7	0,1	19,8 - 28			0,3 - 0,5	19,6 - 51,4	2,5 - 6,3		(Sarc <i>et al.</i> , 2019)
10,2	11,7					56,2				21,9			(Pieper <i>et al.</i> , 2020)
	17,18					77,18					4,95		(Piaia, 2021)

Têxtil	Papel/ papela o	Madei ra	Orgân ico	Metal	Vidro	Plástic o	Embal agem	Borra cha/ couro	Inerte	Finos	Outro s	Perigo so	Autor (es)
19,1	46,5					32	2,4						(Tiburcio <i>et al.</i> , 2021)
29,6 - 41,15	9,7 - 13,48	2,01		1,07	0,4	29,1 - 40,41				1,47			(Pitak <i>et al.</i> , 2022)

Fonte: Adaptado pela autora (2023).

As categorias contempladas variam dentre os estudos, no entanto, observa-se a predominância de plásticos, papel/papelão, orgânicos, têxteis e finos nas amostras dos CDRs e CSRs. É possível observar que os resultados possuem um intervalo significativo de variações, resultado da composição heterogênea dos CDR e CSR.

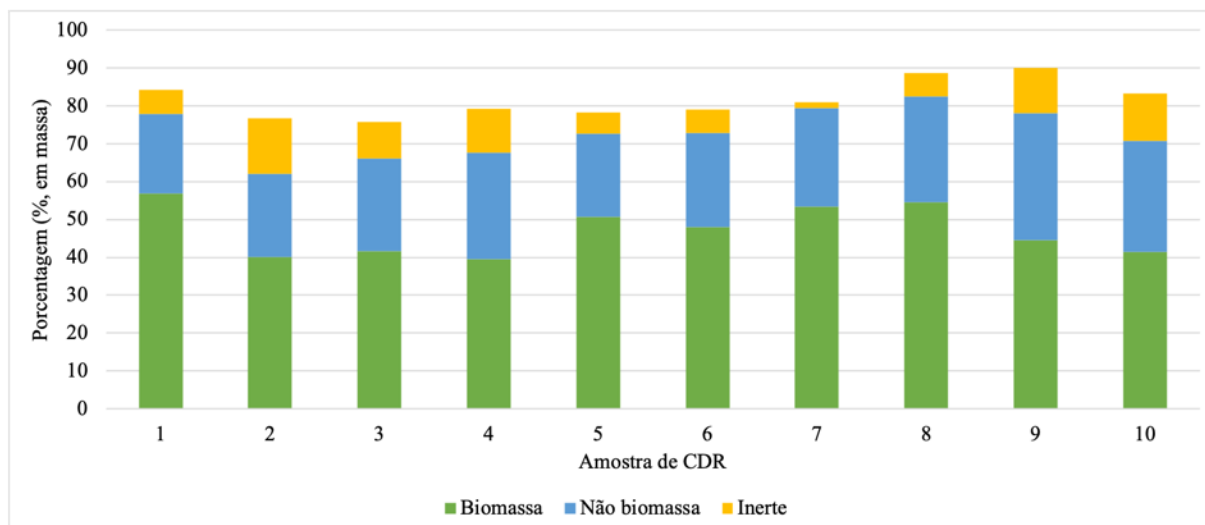
Em relação as pesquisas conduzidas no Brasil, Tiburcio *et al.* (2021) e Piaia (2021) estudaram CDR elaborados em escala laboratorial produzidos a partir de rejeitos dos resíduos provenientes da coleta seletiva, motivo pelo qual não há presença de matéria orgânica na composição das amostras estudadas, e em ambos os estudos os materiais mais representativos foram os plásticos, e papel/papelão, assim como constatado nesta pesquisa.

4.3.3 Teor de biomassa

Conforme mencionado anteriormente (Seção 3.4.2.3), o conteúdo de biomassa fornece uma estimativa do conteúdo da fração biogênica. A determinação precisa do conteúdo biogênico é necessária e pode ser um indicador importante do potencial efeito de aquecimento global dos resíduos e da qualificação do CDR e CSR como fonte de energia renovável (Velis *et al.*, 2010).

A combustão de combustíveis biogênicos é considerada neutra em termos de CO₂ fóssil. Portanto, uma alta fração de biomassa e uma baixa fração de plásticos (não biomassa) são interessantes do ponto de vista de neutralidade de carbono. A queima de resíduos plásticos libera CO₂ fóssil, e essa é uma fração que contribui para o valor calorífico do CDR, no entanto, essas emissões são compensadas pelas emissões evitadas pelo não uso de combustível fóssil (Quicker; Consonni; Grosso, 2020). A Figura 28 apresenta os teores de biomassa, não biomassa e inertes das amostras.

Figura 28 - Conteúdo de biomassa das amostras de CDR.



Fonte: A autora (2023).

Segundo os dados apresentados, a parte de biomassa varia de 39,44% (amostra 4) a 56,95% (amostra 1), em termos de massa do CDR, considerando que a fração fina não entra nessa composição. O papel e o papelão representam a principal fração do conteúdo de biomassa das amostras. Os principais componentes desses materiais são a hemicelulose e a celulose, por isso são importantes constituintes representativos da biomassa (Ortiz *et al.*, 2019).

Em comparação com a literatura, no CSR de diferentes processos produtivos existentes na França o conteúdo de biomassa variou de 10,3 a 62,2% (ADEME, 2010). O nível de variação desse parâmetro pode ser alto e depende da composição dos resíduos usados para produzir o CDR e CSR.

Schwarzböck *et al.* (2018) determinaram a participação biogênica nas diferentes frações que compõem o CDR produzido a partir de RSU, resíduos comerciais e industriais. Neste estudo os componentes mais relevantes foram papel/papelão e madeira, sendo 92% e 99% em massa de CDR, respectivamente. Identificaram ainda que os materiais compostos e impuros e a fração fina apresentaram 42% e 38%, respectivamente, em massa de participação biogênica. Devido às partículas constituintes geralmente pequenas e misturadas no CDR, o reconhecimento visual da composição do material é um desafio para a classificação manual e há uma forte dependência da categorização subjetiva dos materiais por uma pessoa.

Neste estudo, a fração de finos não foi considerada para fins de composição do conteúdo de biomassa. Essa porção do CDR introduz alguma incerteza na estimativa do conteúdo de biomassa devido à sua composição variável e à contribuição substancial de massa para as amostras. Séverin *et al.* (2010) relataram uma faixa de 29 a 72% de conteúdo biogênico na

fração fina do CDR por meio da aplicação do método de dissolução seletiva (método de determinação de biomassa no CSR). Esses resultados justificam a investigação futura da determinação do conteúdo de biomassa da fração fina pelo método de dissolução seletiva para melhorar a determinação desse parâmetro já que esta fração representa parcela significativa das amostras.

4.3.4 Análises imediatas

Os resultados para teores de umidade, compostos voláteis, cinzas e carbono fixo são apresentados na Tabela 26. O desvio padrão também é indicado uma vez que as análises foram realizadas em triplicata.

Tabela 26 - Valores de umidade, compostos voláteis, cinzas e carbono fixo para amostras de CDR.

Amostra	Umidade (%)	Compostos voláteis (bs) (%)	Cinzas (bs) (%)	Carbono fixo (bs) (%)
1	36,15 ± 0,03	69,57 ± 0,9	23,92 ± 1,7	6,51 ± 1,1
2	20,88 ± 0,45	76,30 ± 1,1	19,14 ± 3,8	4,57 ± 2,9
3	24,09 ± 0,13	78,34 ± 1,0	14,44 ± 0,6	7,22 ± 0,8
4	28,08 ± 0,03	70,90 ± 2,3	24,32 ± 4,1	4,79 ± 2,1
5	25,95 ± 0,05	75,88 ± 1,0	18,36 ± 1,0	5,75 ± 0,7
6	29,57 ± 0,10	65,39 ± 1,5	29,09 ± 1,2	5,51 ± 1,0
7	24,16 ± 0,05	77,70 ± 0,6	14,48 ± 0,7	7,82 ± 0,1
8	20,85 ± 0,09	78,07 ± 0,4	15,72 ± 0,6	6,21 ± 0,9
9	18,48 ± 0,04	79,55 ± 0,3	14,66 ± 0,4	5,79 ± 0,2
10	26,26 ± 0,14	72,85 ± 2,2	22,29 ± 4,2	4,86 ± 2,0
Média ± σ	25,45 ± 4,92	74,45 ± 4,57	19,64 ± 5,27	5,90 ± 1,57

Fonte: A autora (2023). Legenda: bs: base seca; σ : desvio padrão.

Percebe-se por meio do desvio padrão calculado que as amostras possuem uma variação considerável nas análises realizadas em triplicata, principalmente nas amostras 2, 4 e 10, corroborando a heterogeneidade do material.

Conforme apresentado na Tabela 27, os valores encontrados na literatura para estes parâmetros em amostras de CDR e CSR sofrem uma variação, o que pode ser atribuído a

composição do resíduo e a processo produtivo aplicado para produção do CDR/CSR, por exemplo.

Tabela 27 - Percentual de umidade, compostos voláteis, carbono fixo e cinzas de amostras de CDR/CSR na literatura.

Material	Umidade (%)	MV (%)	C (%)	CF (%)	Autor(es)
CDR/CSR	20,09		16,57		(Ranieri <i>et al.</i> , 2017)
CDR	8,4 ± 0,1 - 9,2 ± 0,1	64 ± 1 - 70,6 ± 0,9	11,6 ± 0,2 - 14,9 ± 0,2	24,3 ± 0,3 - 14,5 ± 0,4	(Danias; Liodakis, 2018)
CSR	7,3 ± 0,2 - 8,3±0,2	73,3±0,1 - 74,8±0,5	17,3±0,3 - 17,7±0,2	9,4±0,3 - 7,5±0,7	(Daouk <i>et al.</i> , 2018)
CDR	2,60	72,00	11,20	14,20	(Abylkhani <i>et al.</i> , 2019)
CDR	3,60	46,90	48,75	0,75	(Chen <i>et al.</i> , 2019)
CDR	10,21±1,61	70,43±1,62	18,8±0,31		(Stępień <i>et al.</i> , 2018)
CDR	33,30	86,00	15,50	0,87	(Brás; Tomé; Silva, 2020)
CDR	28,80		12,90		(Leitol; Györfi; Kiss, 2020)
CDR	3,60	72,30	17,40		(Rajca <i>et al.</i> , 2020)
CDR	4,10	80,50	9,30	10,20	(Almeida <i>et al.</i> , 2021)
CDR	3,3 - 3,5	68,91 - 56,05	22,06 - 31,89	5,73 - 8,76	(Ayas; Oztop, 2021)
CDR	8,29	72,58	2,43	16,70	(Marques <i>et al.</i> , 2021)
CDR	1,89-4,48		1,6-3,22		(Piaia, 2021)
CDR	1,8 - 6,5	64,5 - 76,4	10,3 - 20,5	7,8 - 9,4	(Siddiqi <i>et al.</i> , 2021)
CDR		78,02±0,98	10,92±0,33	11,21±75	(Tiburcio <i>et al.</i> , 2021)
CSR	9,00		15 - 19		(Ahmad <i>et al.</i> , 2022)
CDR	30,60	76,00	7,10		(Pitak <i>et al.</i> , 2022)
CSR	3,00	88,00	4,70		(Pitak <i>et al.</i> , 2022)
CDR	0,84 - 3,13	63,25 - 80,75	12,84 - 30,64		(Smoliński <i>et al.</i> , 2022)
CDR	5±0,5	77±1	18±1,4	5±2,4	(Tripathi; Rao, 2022)

Fonte: Adaptado pela autora (2023).

As amostras analisadas no presente estudo apresentaram uma faixa de variação média

para teor de umidade entre 18,48% (amostra 9) a 36,15% (amostra 1), respectivamente. Na literatura os valores de umidade variaram de 1,8% (Siddiqi *et al.*, 2021) a 33,30% (Brás; Tomé; Silva, 2020). Os dados obtidos por TGA apresentam baixos valores de umidade, como é o caso de Smoliński *et al.* (2022), uma vez que as amostras passam por um processo de pré-secagem. Exceto para a amostra 1, os demais dados deste estudo encontram-se em faixas abaixo da apresentada na literatura.

Os principais fatores que afetam o teor de umidade são: a estação do ano e os materiais que compõe o CDR (Choi *et al.*, 2012; Pitak *et al.*, 2022). De acordo com dados pluviométricos do Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (CEMADEN) durante o período de coleta houveram precipitações 10,2 mm no município em que a empresa está instalada. Os resíduos recebidos pela unidade originam-se em diversas cidades do entorno, no entanto, devido à ausência específica de informação da origem dos resíduos que compõem cada lote de CDR amostrado, não foi possível realizar levantamento de dados específicos sobre condições pluviométricas.

Segundo estudo realizado por Abylkhani *et al.* (2019) e Kuspangaliyeva *et al.* (2021) as amostras de CDR analisadas em laboratório e elaboradas a partir apenas da fração combustível do RSU, ou seja, após a coleta de uma fração de RSU e posterior realização da segregação dos resíduos, em duas etapas, restou apenas a fração contendo a fração combustível (papéis, plásticos, têxteis, couro e traços de madeira). Entretanto, no estudo realizado por Kuspangaliyeva *et al.* (2021) a fração de madeira foi eliminada devido a sua quantidade insignificante no RSU. Nessa condição, as amostras apresentaram teor de umidade baixo e altos valores de compostos voláteis.

Pitak *et al.* (2022) analisaram amostras de CDR e amostras de CSR produzido a partir do CDR. Neste estudo observa-se uma diferença entre os resultados obtidos para as duas amostras, com significativa redução da umidade e aumento dos compostos voláteis.

As etapas do tratamento mecânico e biológico também interferem na característica do produto final. Em pesquisa realizada por Akdağ, Atimtay e Sanin (2016) foram avaliados dois CDRs com diferentes resultados para o percentual de umidade: 1,6 e 14,8%. As amostras provenientes de uma unidade de produção equipada com secagem do material apresentaram teor de água menor. Apesar deste estudo ter apresentado dados que diferem dos dados obtidos no presente estudo, percebe-se que o processo de preparação de amostras influencia os dados obtidos. Assim, caso não haja unidade de secagem nas instalações de produção de CDR, espera-se que o teor de umidade seja próximo dos dados apresentados neste estudo.

Outro fator interveniente na variável umidade são os resíduos provenientes de

alimentos, jardinagem e frações de celulose sanitária já que estes contribuem para elevar o nível de umidade na amostra. Portanto, é interessante que estas frações sejam separadas de forma eficiente com objetivo de reduzir a umidade do CDR (Gallardo *et al.*, 2014). Matéria orgânica, papel e têxteis são os materiais que garantem mais água aos RSU mistos, no entanto, a perda de umidade durante o tratamento mecânico pode atingir mais de 50% (Montejo *et al.*, 2011).

As tecnologias de conversão térmica têm melhor desempenho para resíduos com baixo teor de umidade (Prajapati *et al.*, 2021). CDR e CSR com teor de umidade entre 5% e 20% são aceitáveis para uso em fábricas de cimento, e para o queimador principal os valores devem estar entre 5 e 10%. Um teor de umidade abaixo de 5% pode resultar na geração de partículas durante o processamento, aumentando o risco de incêndios (Paula *et al.*, 2019). A presença de água aumenta o peso do material, aumentando os custos de transporte, pode acelerar os processos de decomposição da matéria orgânica biodegradável, gerar lixiviados e influenciar outros parâmetros, como o poder calorífico. Diante disto, faz-se importante o controle deste parâmetro.

Dentre os critérios mais importantes na seleção de combustíveis alternativos para uso em fábricas de cimento estão a porcentagem de umidade e o poder calorífico (Pitak *et al.*, 2022). Estes valores são usados para determinar a proporção a ser incorporada no processo produtivo (Kara, 2012). Nasrullah *et al.* (2015) constataram que o teor de umidade em frações finas é mais alto que nas demais frações, o que pode ser resultado da presença de resíduos biodegradáveis. Estudo conduzido Leitol, Györfi e Kiss (2020) indica que o teor de umidade é inversamente proporcional ao tamanho das partículas. Estes aspectos podem justificar o teor de umidade presente nas amostras do presente estudo, já que as amostras analisadas possuem considerável massa de finos.

No presente estudo, os teores de matéria volátil variam de 65,39% a 79,55%, amostra 6 e amostra 9, respectivamente, em uma base seca e quanto maior o teor de matéria volátil, menor o teor de cinzas. Os altos teores de matéria volátil eram esperados, já que a maior parte das amostras é composta de papel/papelão, plásticos e têxteis. Além disso, o próprio processo de produção visa aumentar o teor de matéria volátil do CDR (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016). Na literatura (Tabela 26), o conteúdo volátil varia de 46,9% (Chen *et al.*, 2019) a 88% (Pitak *et al.*, 2022), sendo o parâmetro com valor mais elevado, assim como os dados das amostras analisadas neste estudo.

Os plásticos apresentam o maior conteúdo volátil dentre os componentes relatados na literatura, entre 64,87% e 100% (Grammelis *et al.*, 2009). Além dos plásticos, os têxteis podem ter o conteúdo de material volátil variando de 82,37% (Ansah; Wang; Shahbazi, 2016) a 93,6% (Zhao *et al.*, 2016), e o papel/papelão entre 62,76% (Ma *et al.*, 2019) a 85,7% (Kuspangaliyeva

et al., 2021), o que justifica os valores encontrados para o referido parâmetro neste estudo.

Comparando-se com outros combustíveis, os compostos voláteis do carvão mineral, por exemplo, variam de 28,33% (Cuiping *et al.*, 2004) a 37,44% (Zhang *et al.*, 2018). O coque de petróleo apresenta baixo percentual de compostos voláteis entre 12,1% e 15% (Petrobrás, 2019; Sever Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016). Jain; Sharma (2011) relatam em seu estudo que os compostos voláteis tem uma relação inversa com o valor calorífico, ou seja, quanto maior os percentuais de compostos voláteis, menor o valor calorífico.

A determinação do teor de cinzas do CDR é importante, pois indica a quantidade de resíduos que serão produzidos após o processo de combustão (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016), já que esse parâmetro afeta a temperatura de fusão e sinterização (Bhatt *et al.*, 2021). As cinzas são um subproduto não solicitado e inevitável, as quais reduzem o valor de aquecimento do CDR, e a eficiência de transferência de calor da caldeira se torna maior se o teor de cinzas for reduzido (Siddiqi *et al.*, 2021). Portanto, os baixos teores de cinzas resultam em melhor qualidade do combustível (Ahmad *et al.*, 2022).

O CDR pode ter um alto teor de cinzas devido à triagem deficiente durante o processo de produção (Choi *et al.*, 2012). Também contribui para o alto teor de cinzas do CDR a presença de sílica e outros materiais inorgânicos (Efika; Onwudili; Williams, 2015) e inertes (Tripathi; Rao, 2022). Neste estudo, as amostras de CDR possuem um teor de cinzas relativamente alto, variando de 14,4% (amostras 3 e 7) a 29,09% (amostra 6) em uma base seca, enquanto que na literatura os valores variaram de 2,43% (Marques *et al.*, 2021) a 48,75% (Chen *et al.*, 2019), o que mostra que os resultados se encontram dentro do intervalo presente em estudos realizados anteriormente.

Deste modo, correlacionando o presente estudo com os estudos realizados por Efika, Onwudili e Williams (2015) e de Tripathi e Rao (2022), entende-se que as amostras analisadas podem conter teores consideráveis de sílica, outros materiais inorgânicos e inertes. Paula *et al.* (2019) recomendam cinzas em torno de 15 a 20%, no entanto, desde que a qualidade seja controlada, uma quantidade superior pode ser aceitável, não influenciando diretamente na qualidade do CDR.

Em termos de materiais, a borracha e o papel/papelão se destacam no que se refere ao teor de cinzas, variando de 19,2% (Hashem; Razeq; Mashout, 2019) e 26,88% (Ma *et al.*, 2019), respectivamente. Comparando com outros combustíveis, o carvão também apresenta teor de cinza significativo, com valores de 26,34% (Lu *et al.*, 1999). Já o coque de petróleo apresenta baixo teor de cinzas variando de 0,7% (Akdağ, Atimtay; Sanin, 2016) a 5,6% (Kara *et al.*, 2010).

O carbono fixo é o resíduo combustível restante após o desaparecimento da matéria volátil durante o processo de combustão (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016) e pode indicar a presença de biomassa no CSR e CDR. É comum que combustíveis derivados de resíduos apresentem um baixo teor de carbono fixo (Casado *et al.*, 2016). Na Tabela 26 observa-se uma variação de 0,75% (Chen *et al.*, 2019) a 24,3% (Danias; Liodakis, 2018). As amostras analisadas neste estudo apresentaram resultados que variaram entre 4,57% (amostra 2) e 7,82% (amostra 7), dentro da faixa obtida na literatura.

Násner *et al.* (2017) estimaram o carbono fixo de papel, plástico e matéria orgânica. Esses materiais foram usados para compor o CDR, e somente o papel e a matéria orgânica apresentaram teores de carbono fixo, 25% e 35%, respectivamente. Esses componentes resultaram em na obtenção de um CDR com carbono fixo de 26,3%. Qiao *et al.* (2018) analisaram os materiais que compõem os RSU e os resíduos e foi observado que a borracha, os têxteis, a madeira e as toalhas de papel apresentaram as maiores porcentagens de carbono fixo.

Os combustíveis fósseis apresentam alto teor de carbono fixo: para o coque de petróleo tem-se valores de 87,4% (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016) e para o carvão betuminoso 61,9% (Szydelko; Ferens; Rybak, 2020).

4.3.5 Análise elementar

Para determinação dos valores de carbono, nitrogênio, hidrogênio, enxofre e oxigênio foi realizada análise elementar. Os valores destes parâmetros são apresentados na Tabela 28. O desvio padrão também é indicado uma vez que as análises foram realizadas em triplicata.

Tabela 28 - Composição elementar das amostras de CDR, em base seca.

Amostra	C (bs) (%)	N(bs) (%)	H(bs) (%)	S(bs) (%)	O(bs) (%)
1	43,22±0,2	1,173±0,07	6,55±0,30	0,286±0,21	32,11±1,4
2	45,16±0,7	0,841±0,17	6,23±0,18	0,286±0,4	32,75±3,2
3	52,67±0,9	0,445±0,05	7,55±0,37	0,401±0,56	28,17±0,4
4	47,14±0,2	1,145±0,24	6,96±0,21	<0,020	28,73±1,9
5	47,44±0,6	0,705±0,08	6,67±0,08	<0,020	27,99±1,3
6	44,14±1,2	0,540±0,05	6,21±0,15	0,058±0,08	27,66±0,3
7	50,37±0,9	0,749±0,04	7,14±0,17	<0,020	29,41±0,4
8	51,46±0,7	0,415±0,04	7,13±0,10	<0,020	28,06±0,4

Amostra	C (bs) (%)	N(bs) (%)	H(bs) (%)	S(bs) (%)	O(bs) (%)
9	53,48±0,9	0,528±0,05	7,58±0,19	<0,020	25,93±0,0
10	44,95±0,7	0,597±0,07	6,17±0,13	<0,020	29,90±2,7
Média ± σ	48,00±0,7	0,714±0,09	6,82±0,19	0,258±0,31	29,07±1,2

Fonte: A autora (2023). Legenda: bs: base seca; σ : desvio padrão.

O carbono e hidrogênio são os principais elementos que fornecem energia térmica para as amostras de CDR (Ahmad *et al.*, 2022). Na Tabela 27 observa-se que o carbono é o elemento com o percentual mais elevado dentre os estudados, seguido pelo oxigênio, hidrogênio, nitrogênio e enxofre, demonstrando que os resultados das análises realizadas no presente estudo seguem o mesmo padrão relatado na literatura, na qual os percentuais de carbono e oxigênio encontram-se dentre os mais elevados (Tabela 29), variando de 19,3% (Ayas; Oztop, 2021) a 66% (Kuspangaliyeva *et al.*, 2021) e de 19,31% (Recari *et al.*, 2017) a 50,4% (Nobre *et al.*, 2019), respectivamente.

Tabela 29 - Percentual carbono, hidrogênio, nitrogênio, enxofre e oxigênio em amostras de CDR/CSR na literatura.

C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	Autor (es)
49,4	6,5	1,5	0,3	36,1	(Násner <i>et al.</i> , 2017)
46,03±0,54 - 57,55±0,9	7,49±0,02 - 6,55±0,07	0,66±0,06 - 0,85±0,01	<0,02	19,31±0,92 - 31,71±0,55	(Recari <i>et al.</i> , 2017)
63±1 - 65±1	12,7 ± 0,4 - 16,6 ± 0,4	0,9 ± 0,1 - 1,2 ± 0,1	0,09 ± 0,01 0,13 ± 0,01	19,5 ± 0,5 21,4 ± 0,6	(Danias, Lioudakis, 2018)
46,20±0,82 - 49,9±0,67	6,2±0,42 - 6,63±0,35	0,6±0,04 0,66±0,01	0,1±0,02 - 0,51±0,10		(Daouk <i>et al.</i> , 2018)
47,9	5,9	2,4	0,2	43,6	(Abylkhani <i>et al.</i> , 2019)
41,1±1,4	5,6±0,3	2,5±0,3	0,4±0,0	50,4±1,1	(Nobre <i>et al.</i> , 2019)
42,1	5,65	0,79	<0,05	32,59	(Stępień <i>et al.</i> , 2018)
45,1-48	6-6,1	1,2-1,33	0,47-0,51	27,4-29,3	(Valin <i>et al.</i> , 2019)
44,2	6,29	1,42	0,23		(Brás; Tomé; Silva, 2020)
51,81	7,68	0,07	0,07	30,83	(Lee <i>et al.</i> , 2020)
54	7,4	0,5	ND	24,1	(Pio <i>et al.</i> , 2020)
39,3 - 57,5	5,4 - 8,4	0,3 - 1,0	0,1 - 0,4	19,7 - 33,7	(Rajca <i>et al.</i> , 2020)
55,3	7,9	0,5	0,1	26,3	(Almeida <i>et al.</i> , 2021)
19,3 - 36,15	5,01 - 5,04	1,92 - 2,37	0,44 - 0,47	35 - 40,96	(Ayas, Oztop, 2021)

C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	Autor (es)
66,5	9,9	0,6	0,2	22,8	(Kuspangaliyeva <i>et al.</i> , 2021)
44,91	6,45	1,7	2,12	44,82	(Marques <i>et al.</i> , 2021)
35,12 - 54,22	3,52 - 4,42	0,64 – 1,8	0 – 0,22	19,42 – 4-	(Siddiqi <i>et al.</i> , 2021)
40,7 - 48	7,5 - 8	0,5 - 0,6	0,1 – 0,3	20,4 - 22,8	(Ahmad <i>et al.</i> , 2022)
41,69 - 56,92	5,15 - 8,42	0,12 – 2,02	0,02 – 0,15		(Smoliński <i>et al.</i> , 2022)
55,9±3,2	7,2±0,5	0,7±0,5	NA	36,1±4,2	(Tripathi, Rao, 2022)

Fonte: Adaptado pela autora (2023).

Para os CDRs, segundo estudo realizado por Porshnov (2022), o teor de carbono tem um valor típico de cerca de 55% e, entre os compostos com maior participação de carbono, estão: plásticos, borrachas e gorduras. Este estudo mostra ainda que esses materiais também são uma fonte significativa de teor de hidrogênio, geralmente encontrado em teores de 4% a 15% da massa do combustível derivado de resíduos. Neste mesmo estudo, é relatado que o teor de oxigênio é um elemento constituinte essencial do CDR e sua principal fonte é a holocelulose. E que o teor de enxofre geralmente não excede 1%, e as fontes mais significativas desse elemento são a borracha vulcanizada e o couro. Ainda, a porcentagem de nitrogênio é de 0% a 2,2%, e geralmente está presente na forma de proteínas e derivados de proteínas, como o couro, por exemplo.

Os valores obtidos para o teor de oxigênio são típicos do CDR, principalmente devido à maior concentração desse elemento nas frações de celulose de papel, papelão e madeira que compõem este combustível (Efika; Onwudili; Williams, 2015; Lee, *et al.*, 2020).

Os teores de enxofre, carbono e nitrogênio são particularmente importantes, em processos em que é realizado tratamento térmico, devido à formação de óxidos de enxofre (SO_x), dióxido de carbono (CO₂) e óxidos de nitrogênio (NO_x), os quais causam *smog* fotoquímico e contribuem para o efeito estufa (Brás; Tomé; Silva, 2020; Gallardo *et al.*, 2014). Além disso, o dióxido de enxofre (SO₂) e o óxido sulfúrico (SO₃) contribuem para a corrosão dos sistemas de combustão (Akdağ; Atimtay; Sanin 2016). O CDR pode contribuir para a melhoria dos processos termoquímicos, por exemplo, Akdağ, Atimtay e Sanin (2016) observaram que a adição de CDR com carvão e coque de petróleo reduziu as emissões de SO₂ devido ao menor teor de enxofre do CDR em comparação com o carvão e o coque de petróleo, mas não alterou significativamente as emissões de NO_x.

O enxofre tem o menor percentual dentre todos os elementos medidos. As porcentagens

de nitrogênio e hidrogênio nas amostras foram todas inferiores a 10%, tanto nas amostras da literatura (Tabela 28) quanto nas análises deste estudo (Tabela 27). A presença de enxofre deve-se a presença de resíduos têxteis e de madeira (Siddiqi *et al.*, 2021).

Em se tratando de materiais que tipicamente compõem o CDR os plásticos apresentam os maiores teores de carbono e hidrogênio, variando de 31,62% (Ma *et al.*, 2019) a 93,5% (Komilis *et al.*, 2012) e 3,91% (Ma *et al.*, 2019) a 15,2% (Komilis *et al.*, 2012), respectivamente. O poliestireno (PS) é o plástico com maior índice de carbono, 90,7% (Grammelis *et al.*, 2009), e os plásticos com maior índice de hidrogênio são o polipropileno (PP) e o polietileno (PE): 14,31% (Zhao *et al.*, 2016) e 14,96% (Qiao *et al.*, 2018), respectivamente.

Chen *et al.* (2015), Grammelis *et al.* (2009), Lu *et al.* (1999) e Zhou *et al.* (2014) não identificaram presença de oxigênio em amostras de plásticos. Já Qiao *et al.* (2018) e Ma *et al.* (2019) detectaram em suas amostras um teor de 35,44% e 56,34% de oxigênio, respectivamente. Vale ressaltar que grande parcela dos estudos determina o percentual do oxigênio teoricamente, calculando a partir da subtração da porcentagem dos demais elementos de 100%. No presente estudo, tal parâmetro foi determinado por meio de análise elementar, portanto, tem-se um valor mais preciso do percentual deste elemento nas amostras.

Quando se compara o CDR estudado a outros combustíveis fósseis, observa-se que o carvão mineral tem maiores teores de carbono, variando entre 51,9% (Ahmad *et al.*, 2022) e 75,05% (Lu *et al.*, 1999), assim como o coque de petróleo com 68,12% (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016). Os combustíveis fósseis também tem menores teores de hidrogênio variando de 3,5% a 5,21% (Lu *et al.*, 1999) para o carvão e mineral e de 3,6% para o coque de petróleo (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016). Já o oxigênio varia de 2,8% (Ahmad *et al.*, 2022) a 16,68% (Zhang *et al.*, 2018) e apresenta valores de 20,5% (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016) para coque de petróleo. Os resultados de nitrogênio são semelhantes variando de 0,9% (Ahmad *et al.*, 2022) a 1,88% (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016) para o carvão mineral e com valores de 1,94% (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016) para o coque de petróleo.

No entanto, quando se compara a biomassa proveniente de madeira ao CDR estudado nesta pesquisa, observa-se que os valores de carbono e hidrogênio são semelhantes entre estes dois materiais: os teores de carbono variam de 41,09% (Li *et al.*, 2015) e 51,36% (Chen *et al.*, 2015) e de hidrogênio de 5,1% (Win *et al.*, 2019) a 7,67% (Cuiping *et al.*, 2004).

4.3.6 Teor de cloro

O cloro, assim como o enxofre, é geralmente visto como problemático devido à sua capacidade de formar ácidos durante a fase térmica (Porshnov, 2022). Faz-se importante limitar o teor de cloro no CDR e CSR devido ao alto potencial de corrosão dos compostos clorados e porque eles levam a uma baixa eficiência nas usinas de transformação de resíduos em energia (Ma *et al.*, 2010) e por contribuírem para destruição da camada de ozônio (Hossaini *et al.*, 2017). Ainda, deve haver controle da liberação de dioxinas e benzofuranos (PCDD/F) (Flamme; Geiping, 2012), uma vez que, em baixas temperaturas, os cloretos podem formar vários compostos orgânicos policíclicos policlorados (Szydelko; Ferens; Rybak, 2020).

A presença de cloro nos CDRs se deve ao seu percentual de plástico e fração biogênica, como papel branqueado e sais de cloreto em resíduos de cozinha (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016; Choi *et al.*, 2012; Ma *et al.*, 2010).

Na fração de plásticos, o cloro está presente em polímeros clorados, ou seja, cloreto de polivinila (PVC) e teflon. O cloro representa até 56% do peso total do PVC e o cloro contido na fração biogênica ocorre principalmente em compostos minerais na forma de cloretos solúveis, principalmente sódio, potássio, magnésio e cálcio, e em pequenas quantidades em compostos orgânicos. O cloro presente nas frações de plástico pode ser responsável por 60 a 80% do cloro total do combustível (Szydelko; Ferens; Rybak, 2020).

Entre os compostos de RSU, a borracha também se destaca por seu alto teor de cloro (Nasrullah *et al.*, 2016). O papel também pode apresentar teor de cloro, mas neste caso o teor depende do processo de branqueamento usado para a remoção da lignina (Gerassimidou *et al.*, 2021).

A Tabela 30 apresenta o teor de cloro nas amostras de CDR em base seca. O desvio padrão também é indicado uma vez que as análises foram realizadas em triplicata. A variação de umidade de 1-3% já foram deduzidas em todos os resultados.

Tabela 30 - Teor de cloro, % em massa, das amostras de CDR, conforme recebido e em base seca.

Amostra	Cloro (bs) (% em massa)
1	0,384±12
2	0,225±2
3	0,618±11
4	0,631±12

Amostra	Cloro (bs) (% , em massa)
5	0,801±9
6	0,628±9
7	0,652±3
8	0,652±3
9	0,418±8
10	0,358±10
Média	0,54±3,8

Fonte: A autora (2023). Nota: bs: base seca.

Mesmo que o CDR e CSR tenha várias origens de resíduos e métodos de processamento, a presença do cloro neste material é, em sua maioria, na sua forma não solúvel. Sendo ele provavelmente proveniente de compostos orgânicos, embora haja uma quantidade inorgânica residual, talvez decorrente da impregnação dos principais combustíveis (papel, têxteis ou outros materiais combustíveis higroscópicos) com sais de cloro derivados de outros componentes, como resíduos de alimentos (Silva *et al.*, 2014).

Na Tabela 31 observa-se que na literatura o teor de cloro varia de 0,047% (Ranieri *et al.*, 2017) a 1,4% (Valin *et al.*, 2019), mas Porshnov (2022) relata que o conteúdo desse elemento no CDR é em média de 3%. Dos materiais que compõem o CDR, notou-se na literatura que os plásticos apresentam maiores percentuais de cloro, principalmente PVC, com teores entre 56,35% (Zhou *et al.*, 2014) e 56,45% (Lu *et al.*, 1999). A borracha apresenta teores de cloro entre 1,3% (Hashem; Razek; Mashout, 2019) e 8% (Nasrullah *et al.*, 2015).

Tabela 31 - Teor de cloro em amostras de CDR/CSR e em materiais diversos na literatura.

Cl (%)	Autores
0,0473	(Ranieri <i>et al.</i> , 2017)
0,42±0,04 - 0,59±0,06	(Recari <i>et al.</i> , 2017)
0,07 ± 0,01 - 0,05 ± 0,01	(Danias, Liidakis, 2018)
0,3±0,2 - 1,09±0,15	(Daouk <i>et al.</i> , 2018)
0,4	(Abylkhani <i>et al.</i> , 2019)
0,39 - 1,16	(Hervy <i>et al.</i> , 2019)

CI (%)	Autores
0,7±0,1	(Nobre <i>et al.</i> , 2019)
0,68 - 1,38	(Sarc <i>et al.</i> , 2019)
1,14-1,25	(Valin <i>et al.</i> , 2019)
0,75	(Brás; Tomé; Silva, 2020)
0,1 - 1,2	(Szydełko <i>et al.</i> , 2020)
0,7	(Almeida <i>et al.</i> , 2021)
0,9 - 0,14	(Pitak <i>et al.</i> , 2022)

Fonte: Adaptado pela autora (2023).

4.3.7 Poder calorífico

Conhecer o poder calorífico de um material é essencial para determinar sua eficiência energética e avaliar a viabilidade do seu uso como combustível (Gallardo *et al.*, 2014). Uma maior concentração de papel, biomassa e material plástico na matriz do combustível contribuem para elevar o poder calorífico e materiais voláteis (Ayas; Oztop, 2021; Nasrullah *et al.*, 2015). Outros componentes que contribuem para o conteúdo de energia do CSR são os resíduos têxteis e a madeira (Nasrullah *et al.*, 2015). A Tabela 32 apresenta os resultados do poder calorífico inferior e superior em base seca. O desvio padrão também é indicado uma vez que as análises foram realizadas em triplicata.

Dentre as amostras estudadas, aquelas que apresentam os maiores teores de carbono apresentam também os maiores valores de poder calorífico. As amostras 3 e 9 são as que apresentam maior poder calorífico e também maior teor de carbono, além de possuírem os maiores valores de teor de hidrogênio que as demais.

Tabela 32 - Poder calorífico das amostras de CDR, como recebido e na base seca.

Amostra	PCS (bs) (MJ.kg ⁻¹)	PCI (bs) (MJ.kg ⁻¹)
1	18,9 ± 0,4	17,5 ± 0,4
2	19,8 ± 0,9	18,4 ± 0,9
3	23,1 ± 0,2	21,4 ± 0,2
4	21,4 ± 0,2	19,9 ± 0,2

Amostra	PCS (bs) (MJ.kg ⁻¹)	PCI (bs) (MJ.kg ⁻¹)
5	21,5 ± 0,3	20,1 ± 0,3
6	18,2 ± 0,7	16,9 ± 0,7
7	22,0 ± 0,1	20,5 ± 0,1
8	22,8 ± 0,2	20,5 ± 0,2
9	23,7 ± 0,4	22,0 ± 0,4
10	19,6 ± 0,4	18,3 ± 0,4
Média ± σ	25,10 ± 1,8	19,6 ± 1,72

Fonte: A autora (2023). Legenda: bs: base seca; σ: desvio padrão.

O valor de Poder Calorífico Inferior (PCI) típico para CDR podem variar de 16 MJ.kg⁻¹ a 21 MJ.kg⁻¹, e esses valores normalmente excedem 18 MJ.kg⁻¹ e podem chegar a 30 MJ.kg⁻¹ caso o conteúdo de plásticos seja alto o suficiente (Porshnov, 2022). O PCI fornece informações úteis sobre a energia máxima teórica que poderia ser obtida no processo real de combustão, já que o calor latente de vaporização da água formada durante a combustão foi subtraído do valor do Poder Calorífico Superior (PCS) (Montejo *et al.*, 2011).

O teor de cinzas e o grau de mistura do material residual podem afetar o PCI. Os efeitos sazonais dos resíduos recebidos também podem influenciar na presença de componentes combustíveis e no teor de cinzas no CDR (Choi *et al.*, 2012).

A Tabela 33 reporta dados da literatura, e observa-se que os valores de PCS para os CDR/CSR variam de 16,4 MJ.kg⁻¹ a 31,6 MJ.kg⁻¹. Já os valores de PCI variam de 12,4 MJ.kg⁻¹ a 28,2 MJ.kg⁻¹. Os valores obtidos neste estudo encontram-se dentro desta faixa de valores.

Tabela 33 - Poder calorífico, PCS e PCI do CDR/CSR.

PCS (MJ.kg ⁻¹)	PCI (MJ.kg ⁻¹)	Autores
	15,2	(Násner <i>et al.</i> , 2017)
	22,7 ± 0,6 - 21,6 ± 0,5	(Danias; Liodakis, 2018)
	22,6±0,3 - 23,2±0,2	(Daouk <i>et al.</i> , 2018)
21,6		(Abylkhani <i>et al.</i> , 2019)
	12,4218	(Chen <i>et al.</i> , 2019)
	14,3 - 22,4	(Hervy <i>et al.</i> , 2019)
16,4±0,1		(Nobre <i>et al.</i> , 2019)

PCS (MJ.kg ⁻¹)	PCI (MJ.kg ⁻¹)	Autores
20 - 27,2	18,4 - 25	(Sarc <i>et al.</i> , 2019)
21,25±0,49	19,76±0,49	(Stępień <i>et al.</i> , 2018)
	19,8-20,5	(Valin <i>et al.</i> , 2019)
	16,02	(Lee <i>et al.</i> , 2020)
	24,8	(Pio <i>et al.</i> , 2020)
22 - 28,1	20,7 - 26,6	(Szydelko <i>et al.</i> , 2020)
	23,9	(Almeida <i>et al.</i> , 2021)
	13,89 - 19,13	(Ayas; Oztop, 2021)
23,4		(Kuspangaliyeva <i>et al.</i> , 2021)
31,56	22,71	(Piaia, 2021)
	19,25 - 22,1	(Siddiqi <i>et al.</i> , 2021)
21,43±1,58	20,90±1,33	(Tiburcio <i>et al.</i> , 2021)
16,4 - 19		(Ahmad <i>et al.</i> , 2022)
	22 - 28,2	(Pitak <i>et al.</i> , 2022)

Fonte: Adaptado pela autora (2023).

Em relação aos materiais que compõem os CDRs os plásticos apresentam os maiores valores de PCS, variando 18,1 MJ.kg⁻¹ (PVC) (Grammelis *et al.*, 2009) a 49,4 MJ.kg⁻¹ (PP) (Komilis *et al.*, 2012), respectivamente, e os menores valores são atribuídos ao resíduo domiciliar com 10,34 MJ.kg⁻¹ (Azam *et al.*, 2020). Para PCI destacam-se também os plásticos com valores entre 17,97 MJ.kg⁻¹ (PVC) (Qiao *et al.*, 2018) a 45 MJ.kg⁻¹ (plásticos em geral) (Singh; Wu; Williams, 2012). Os menores valores de PCI são encontrados em resíduo domiciliar, 4,1 MJ.kg⁻¹, e agrícola, 7,8 MJ.kg⁻¹ (Zhao *et al.*, 2016).

Já os combustíveis fósseis, o coque de petróleo possui PCS de 35,2 MJ.kg⁻¹ (Petrobrás, 2019) e para o carvão mineral os valores de PCS variam de 23,5 (Ahmad *et al.*, 2022) a 32 MJ.kg⁻¹ (Szydelko; Ferens; Rybak, 2020), respectivamente. Para PCI o carvão mineral possui valores entre 25,64 MJ.kg⁻¹ (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016) a 31,1 MJ.kg⁻¹ (Szydelko; Ferens; Rybak, 2020). Como o carvão tem teores mais elevados de carbono e carbono fixo em comparação ao CDR, possui, portanto, maior poder calorífico (Lee *et al.*, 2020). O PCI do coque de petróleo, combustível da indústria cimenteira, varia de 33,1 MJ.kg⁻¹ a 34,38 MJ.kg⁻¹ (Ahmad *et al.*, 2022; Kara *et al.*, 2010), devido a seu menor teor de matéria volátil e maior teor de carbono (Akdağ; Atımtay; Sanin, 2016).

Um aumento na recuperação de energia para o CDR pode ser alcançado por meio de melhorias nos sistemas de remoção da matéria orgânica em plantas TMB. Isto se justifica

porque esta fração tem um dos menores poderes caloríficos e aproximadamente 50% de umidade (Montejo *et al.*, 2011). Os resultados obtidos por Nasrullah *et al.* (2015) indicaram que no balanço de materiais os componentes que mais afetam o rendimento energético do CSR são principalmente papel e papelão, madeira e plástico e, em certa medida, têxtil. O poder calorífico do CDR é inferior aos dos plásticos e superior ao da matéria lignocelulósica, refletindo também o efeito parcial de cada um de seus componentes (Grammelis *et al.*, 2009).

4.3.8 Elementos em estado traço

A determinação precisa dos teores de elementos traço faz-se importante por motivos ambientais e técnicos, tanto para a produção quanto para o uso do material. Para cumprir com as restrições de emissão estabelecidas pela legislação, as limitações mais importantes estão relacionadas a presença de mercúrio e metais pesados no CDR (Conesa; Rey, 2015).

O mercúrio é um elemento de interesse também no que tange a classificação do resíduo dentro das normas regulamentadoras e enquadra-se como um poluente orgânico persistente (POP), portanto, sua liberação e monitoramento no meio ambiente são de interesse global, uma vez que está incluído dentro da Convenção de Estocolmo. A presença de Hg pode ser explicada pela presença de resíduos como baterias, termômetros, termostatos, aplicações elétricas e de iluminação, produtos farmacêuticos e pesticidas, faróis de alta intensidade, sistemas de freios ABS, etc. (Vounatsos *et al.*, 2016).

Um dos principais problemas associados à combustão de RSU e CDR é a liberação de metais pesados voláteis no gás de combustão, como mercúrio e chumbo. Eles tendem a estar presentes em partículas de tamanho submicrônico que, quando inaladas, são armazenadas nos pulmões, daí a importância do resfriamento do gás e de um sistema eficiente de remoção de partículas após o processo de combustão (Hernandez-Atonal *et al.*, 2007).

A Tabela 34 apresenta os teores, em base seca, de arsênio (As), bário (Ba), berílio (Be), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), Mercúrio (Hg), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Pb), bismuto (Sb), selênio (Se), tálio (Tl), vanádio (V) e zinco (Zn) nas amostras de CDR deste estudo. O desvio padrão também é indicado uma vez que as análises foram realizadas em triplicata. Os resultados das análises mostram que há níveis mais altos de Cr, Ni e Zn, com os teores de Cr se destacando em todas as amostras, Zn nas amostras 1 e 6 e Ni principalmente nas amostras 2, 4 e 7.

Diversos autores analisaram amostras de CDR, CSR, RSU combustível e rejeito de TMB (Tabela 35), e nota-se que os parâmetros Cu, Zn, Ba, Mn e Cr possuem os teores mais

elevados. A Tabela 36 apresenta dados que demonstram que os resíduos têxteis se destacam com elevada concentração de Cr e a borracha com a elevada concentração de Cu e Zn.

Metais pesados de baixa volatilidade podem estar presentes nas cinzas após a queima (Hernandez-Atonal et al., 2007). Nas amostras de CDR caracterizadas nesta pesquisa, a fração de papel representa uma parte significativa da composição do CDR. De acordo com Montejó *et al.* (2011) a cinza da fração papel pode ter natureza metálica, devido à alta quantidade de tintas em jornais e revistas. Leitol, Györfi e Kiss (2020) destacam que materiais contendo metais pesados podem ser encontrados em maior porcentagem nas frações com tamanho de partícula menor, isso indica que a redução da fração fina do CDR pode contribuir para a redução das quantidades de metais pesados presentes neste combustível.

Papéis e plásticos podem ser fonte de Pb, Cu, Zn e Cd (Wagland *et al.*, 2011). De acordo com a Tabela 23 (como recebido) e Tabela 24 (base seca) referentes a composição gravimétrica, as amostras analisadas no presente estudo apresentam alto percentual de papel/papelão e plásticos, e que apesar da quantidade destes materiais o teor de cádmio presente nas amostras foi baixo. Entretanto, os teores de Pb, Cu, Zn encontrados foram altos, conforme reportado na literatura.

Nasrullah *et al.* (2017) verificaram que os materiais que compõem o RSU identificados como fonte potencial de poluentes são borrachas (podem conter Cl, Sb, Pb), plástico rígido (podem conter Sb, Cd, Pb) e têxteis sintéticos (podem conter Br, Sb, As). Além disso, a carga específica de Hg foi transportada principalmente por têxteis e plásticos macios. Por outro lado, papel e papelão, madeira e plástico macio foram identificados como os poluentes com menor teor e sua recuperação máxima para a produção de CDR reduziu efetivamente o teor de metais pesados e aumentou o rendimento do CSR. Os resíduos elétricos e eletrônicos também podem caracterizar como potencial fonte de metais pesados (Porshnov, 2022), o que demonstra a importância de uma logística reversa adequada dos eletroeletrônicos para resíduos desta natureza não sejam descartados com os demais RSU.

Tabela 34 - Elementos traço nas amostras de CDR.

Parâmetro (mg.kg ⁻¹)	Amostra									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
As	1,80±71	0,661±9	0,532±5	0,875±7	0,835±16	1,15±7	0,815±8	0,517±6	0,423±5	1,02±10
Ba	61±4	90±1	158±15	57±9	45±9	67±4	92±9	113±11	118±10	62±2
Be	0,072±19	0,045±25	0,053±29	0,099±29	0,058±27	0,096±29	0,058±25	0,049±30	0,057±24	0,061±34
Cd	0,543±2	0,541±15	3,63±5	1,93±16	0,707±1	0,248±3	5,28±6	3,60±0	0,527±4	0,396±8
Co	14,2±8	4,69±14	2,95±4	3,70±12	5,59±15	13,6±13	4,32±4	2,71±8	2,33±8	4,52±9
Cr	1920±5	523±6	246±14	291±19	649±25	1390±10	358±10	222±11	221±3	426±1
Cu	141±19	606±27	42±42	32±17	105±25	108±6	105±3	052±31	026±13	070±8
Hg	0,033±18	0,034±9	0,059±42	0,034±27	0,174±10	0,206±10	0,374±8	0,046±9	0,024±25	0,033±28
Mn	0,216±6	0,092±7	0,073±10	0,121±6	0,097±14	0,191±6	0,122±4	0,069±8	0,140±23	0,120±8
Mo	128±12	40,5±19	18,2±13	18,7±6	43,8±22	102±7	23,5±7	15,6±6	15,7±12	29,0±10
Ni	666±7	200±20	84±17	91±18	217±27	503±9	116±10	76±11	77±4	141±5
Pb	28,9±5	16,3±14	29,2±32	26,5±48	25,4±42	35,1±37	36,2±50	35,1±64	19,9±56	45,6±56
Sb	15,9±18	7,84±26	13,0±16	31,7±12	14,5±25	8,67±12	7,01±12	12,1±7	7,87±22	7,14±13
Se	0,373±4	0,283±8	1,16±4	0,837±5	0,310±22	0,538±12	1,47±6	1,18±5	0,338±38	0,310±13
Tl	0,015±40	0,036±33	0,013±28	0,015±18	0,012±29	0,015±33	0,009±37	0,008±27	0,008±30	0,010±28
V	12,9±8	8,19±11	4,89±8	10,5±5	9,24±9	16,6±15	7,57±13	4,84±21	5,76±12	7,34±17
Zn	411±5	14900±24	412±7	1690±6	387±4	394±5	701±3	329±4	302±2	225±2

Fonte: A autora (2023).

Tabela 35 - Elementos traço em CDR/CSR reportados pela literatura.

Parâmetro (mg/kg)	CSR ¹	RSUC ²	CDR/CS R ³	CDR ⁴	CSR ⁵	CSR ⁶	CSR ⁷	CSR ⁷	CSR ⁷	CSR ⁸	CSR ⁹	Rejeito de TMB ¹⁰	CSR ¹¹	CSR ¹¹
As	25	21,41	0,275	0,9	0,7	<1	4	2	4	<0,9			39,0±23,3	26, ±14,0
Ba			39,08		278		209	117	122					
Be			<0,5											
Cd	2	9,8	<0,5	1,6	0,7	<5	2	1	29	0,96	0,064	0,6	13,6±10,6	5,6±1,4
Co	4	4,63	<0,5		3,4					<4,6			9,2 ± 6,4	10,2 ± 8,0
Cr	78	135,49	9,92		368	5-190	150	55	71	74	16	79	77,0 ± 5,8	126,4 ± 19,8
Cu	240	108,92	51,82	18,4	268		805	992	2320	639	23,2		45,0 ± 10,8	610,2 ± 10,6
Hg	0,2	82,66	<0,1	0,3	0,1	<1				<0,17		0,56	0,10 ± 0,01	0,10 ± 0,01
Mn	354	136,27	36,88		55		260	184	423	72	48		78,4 ± 5,4	97,5 ± 48,8
Mo			<0,5		3,2									
Ni	52	19,92	2.582		12					44	2,4		46,7 ± 30,4	49 ± 11,6
Pb	235	63,86	198,31	26,5	31	10-110	250	343	245	58	23,9	28	27,7 ± 30,9	1,4 ± 1,2
Sb	32	55,85	18,04	2,8	537		33	67	115	12,4			45,7 ± 7,1	28,8 ± 4,8
Se			<0,5		0,5		0,5	0,6	0,5					
Tl	4	1,33	<0,5		0,5					<1,24			1,0 ± 8,7	1,5 ± 0,5
V		5,95	0,569		8		85	185	70	4,3			28,9 ± 3,5	89,1 ± 12,6
Zn	658		107,04		229		548	326	1135		8,7		0,03 ± 0,01	0,23 ± 0,07

¹ Conesa; Rey, 2015; ² Gallardo *et al.*, 2014; ³ Ranieri *et al.*, 2017; ⁴ Kara, 2012; ⁵ Nasrullah *et al.*, 2016; ⁶ Choi *et al.*, 2012; ⁷ Hernandez-Atonal *et al.*, 2006; ⁸ Hilber *et al.*, 2007;

⁹ Brás; Tomé; Silva, 2020; ¹⁰ Nithikul, Karthikeyan; Visvanathan, 2011; ¹¹ Daouk *et al.*, 2018. CSR: Combustível sólido recuperado; CDR: Combustível derivado de resíduo/rejeito; RSUC: Resíduo sólido urbano combustível.
Fonte: A autora (2023)

Tabela 36 - Elementos traço de diversos materiais/resíduos reportados na literatura.

Parâmetro (mg/kg)	Material/resíduo																	Resíduo de comida ¹
	Plástico duro ¹	Plástico mole ¹	PP ²	PET ²	LDPE ²	HDPE ²	PS ²	Papel/papelão ¹	Papel ²	Têxteis ¹	Têxteis ²	Borracha ¹	Espuma ¹	MA ²	Hortícula ²	Biomassa ²	Madeira ¹	
As	0,61	1						0,43		2,4		0,6	0,5				0,1	0,8
Ba																		
Be																		
Cd	9	0,5	0,02	NA	5,6	3,9	NA	1,2	0,1	3,1	0,1	1,5	0,5	NA	NA	0,01	0,12	0,1
Co	2	1,4						1		2,5		4,8	1,6				<0,5	1,4
Cr	67	41	1,2	2	3,2	1,6	2,5	15	4	5300	2,5	87	37	9,2	1,3	0,5	7	37
Cu	24	37	0,6	NA	8	2	NA	31	54	77	4,5	1400	40	62	4,1	1,4	47	140
Hg	0,05	0,1						0,05		0,2		0,2	1				0,05	0,05
Mn	25	37	0,7	0,7	6,2	2	0,7	32	14	42	2,6	30	25	46	10	7,2	49	58
Mo	1,6	21						0,9		4		2,2	1,3				0,5	1,8
Ni	26	18	2,9	0,4	4	2,7	3	6	2,3		3,7	32	17	3,4	1	0,8	3,3	14
Pb	500	19	3,8	3,6	19	11,5	4,9	12	6,1	63	4,2	370	38	43	4,9	2,8	3	120
Sb	56	5						3		62		170	2,8				1,8	3,4
Se	1,2	0,8						0,84		1		1	1,6				<0,53	1,1
Tl	<0,5	<0,5						<0,5		0,5		0,5	<0,5				<0,5	-
V	2,2	6,5						2,2		6,2		4,3	5				0,98	4,3
Zn	170	160	NA	NA	96	17,3	61	47	23	31	25	3800	3800	230	29	24	20	110

¹ Nasrullah *et al.*, 2016; ² Zhao *et al.*, 2016. PP: polipropileno; PET: Polietileno tereftalato; LDPE: polietileno de baixa densidade; HDPE: polietileno de alta densidade; PS: poliestireno; MA: fração de resíduo de mineração de aterro sanitário

Fonte: A autora (2023).

Kara (2012) estudou as emissões em diferentes proporções de CDR misturado ao coque de petróleo e constatou que a quantidade de emissões de metais pesados (Tl, Cr, Cu, Mn, Ni, V) diminuiu com o aumento da quantidade de CDR, uma vez que este tem maior teor de umidade e menor poder calorífico do que o coque o que promove menor temperatura de chama e maior teor de umidade dentro do forno de clínquer. Devido à natureza do processo, há uma atmosfera alcalina dentro do sistema que proporciona condições para que os metais pesados deixem a fase gasosa. Devido a estas condições, as emissões de metais pesados diminuíram com o aumento da proporção de CDR misturada ao coque de petróleo. A quantidade de dioxinas e furanos também diminuiu à medida que a proporção de CDR aumentou.

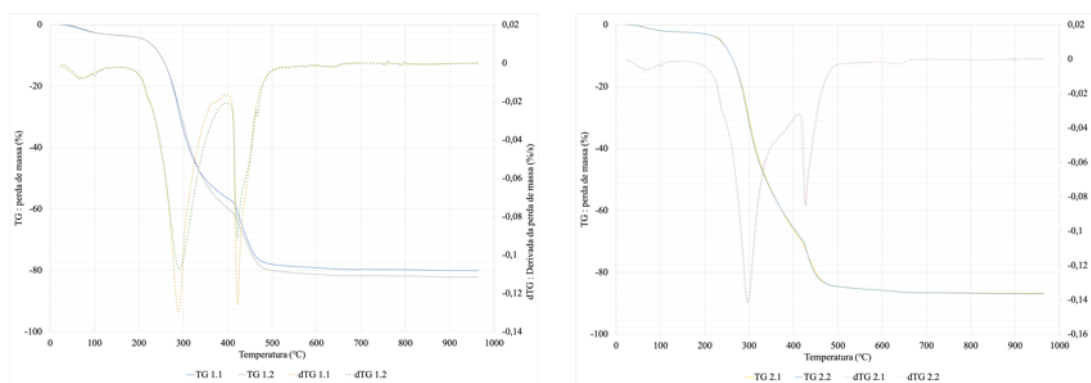
4.3.9 *Análise termogravimétrica (TGA)*

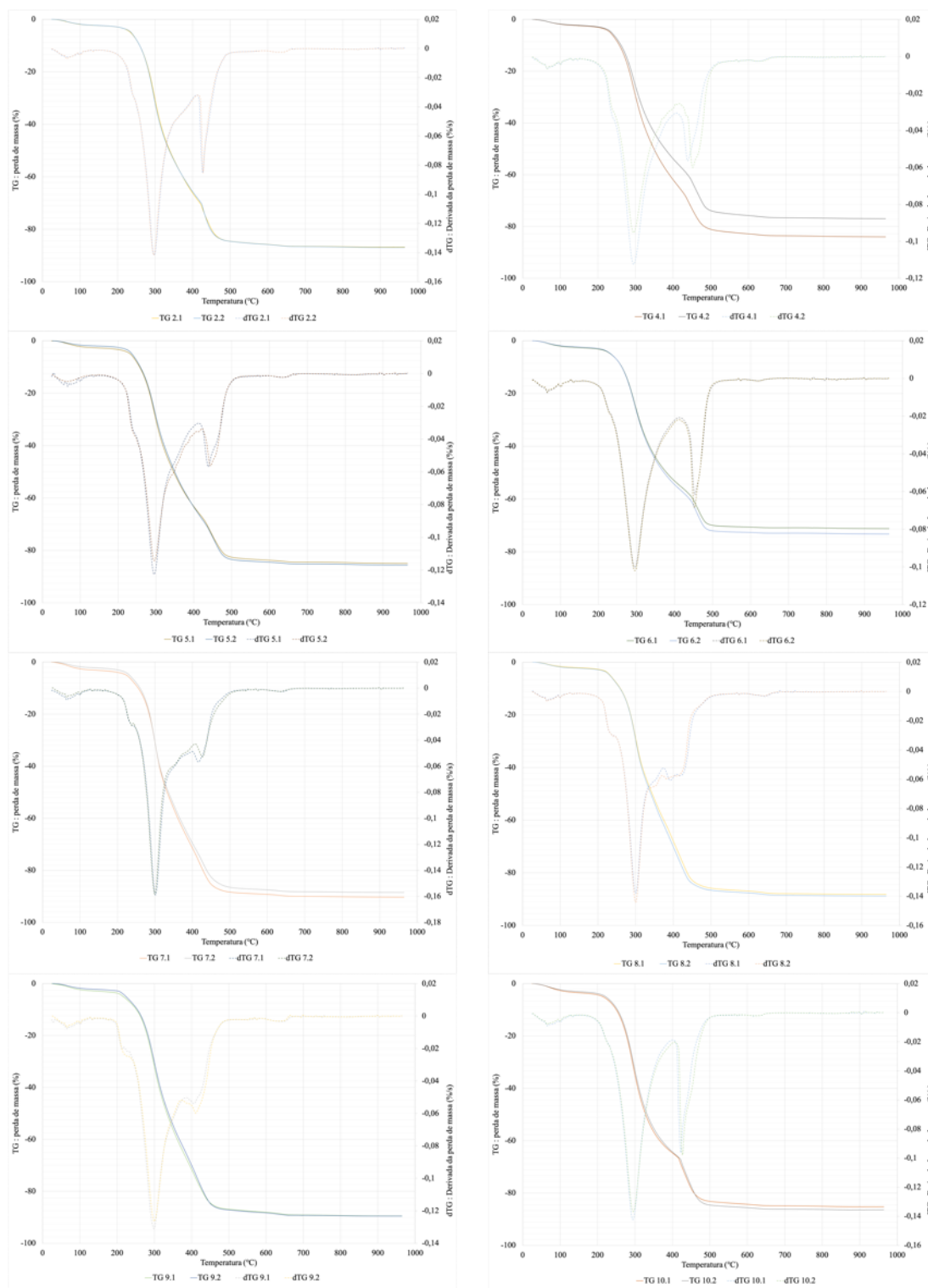
A seguir apresentou-se os resultados das análises termogravimétricas em atmosfera oxidativa e atmosfera inerte, demonstrando o comportamento do CDR durante o processo térmico e como a composição heterogênea influencia nos picos de temperatura do material, informações relevantes na projeção de equipamentos e no planejamento do uso deste combustível alternativo.

4.3.9.1 *Análise termogravimétrica em atmosfera oxidativa*

A Figura 29 apresenta os perfis de perda de massa em relação a temperatura (TGA) e da derivada da perda de massa em relação a temperatura (dTGA).

Figura 29 - Perfis de TGA e dTG das 10 amostras de CDR em atmosfera oxidativa.





Fonte: A autora (2023).

As análises foram realizadas em duplicata. Nota-se que as amostras apresentam regiões de perda de massa semelhantes. O ensaio termogravimétrico em condições atmosféricas oxidativas apresenta 4 picos principais de perda de massa, evidenciando a heterogeneidade do material (Tabela 37).

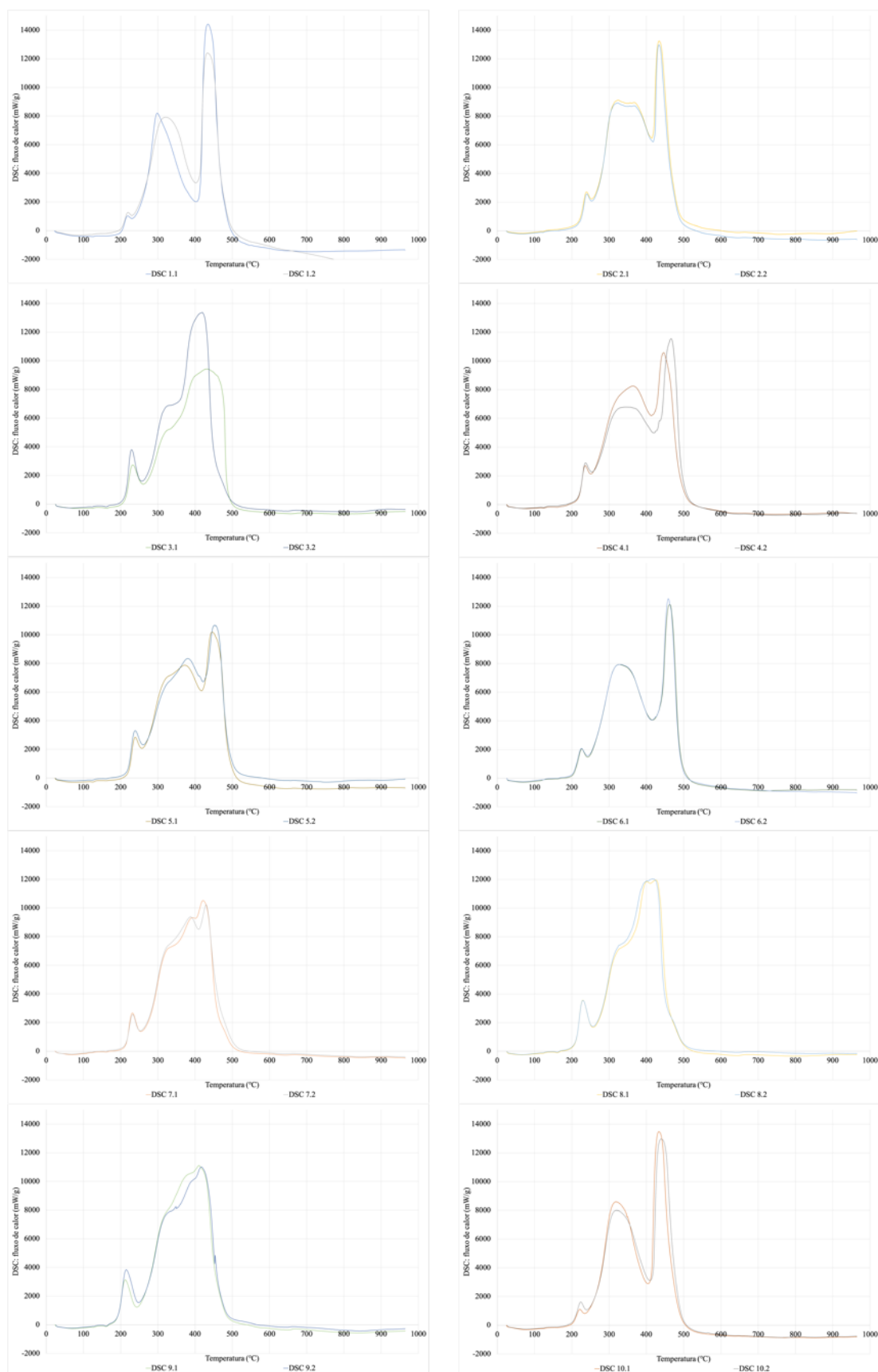
Tabela 37 - Perda de massa (%) por faixa de temperatura e cinza resultante do processo (%) em atmosfera oxidativa para amostras de CDR.

Faixa de temperatura (°C)	100-150	200-400	400-500	>500	Resíduo final (%, em massa) (cinza)
<i>Amostra</i>	<i>Perda de massa (%)</i>				
1.1	0,83	52,31	21,50	2,05	19,90
1.2	0,94	55,71	20,10	2,08	17,84
2.1	0,49	63,88	17,74	2,24	11,31
2.2	0,52	63,93	17,74	2,34	13,07
3.1	0,43	61,82	19,32	2,06	12,52
3.2	0,45	69,88	15,58	2,21	9,50
4.1	0,58	59,52	18,54	2,89	16,01
4.2	0,53	51,36	19,68	3,04	21,86
5.1	0,57	60,63	18,64	2,35	15,05
5.2	0,37	61,73	19,21	2,08	14,45
6.1	0,54	50,20	16,58	1,26	27,56
6.2	0,52	51,73	17,32	1,23	25,07
7.1	0,61	68,93	15,51	1,93	9,70
7.2	0,50	67,64	15,88	1,99	11,49
8.1	0,48	67,01	16,15	2,34	11,82
8.2	0,50	69,18	14,58	2,19	11,18
9.1	0,64	69,70	13,49	2,61	10,53
9.2	0,49	68,80	15,54	2,34	10,47
10.1	0,86	60,48	18,41	2,05	14,76
10.2	0,72	60,68	20,12	1,81	13,60

Fonte: A autora (2023).

A Figura 30 apresenta o fluxo de calor em relação a temperatura (DSC) que detalha o comportamento térmico do material. As amostras de CDR apresentaram primeiro um pico endotérmico e, em seguida, três picos exotérmicos acentuados foram encontrados até a temperatura atingir 500 °C. O primeiro pico foi um pico endotérmico na região de 100 a 150 °C e depois que a temperatura atingiu 200 °C, foram observados picos exotérmicos acentuados até 500 °C. Esses picos são o resultado de reações de combustão. A partir desses resultados, fica claro que ocorreu uma combustão em três estágios. O primeiro estágio ocorreu entre 200 e 300°C, em que se encontra as temperaturas iniciais de ignição das amostras de CDR. Posteriormente, o segundo estágio ocorreu entre 300 e 400°C e o terceiro foi observado acima de 400 °C. Cada reação nas curvas de DSC foi compensada por uma perda de massa nas curvas de TGA, com os dados de DSC e TGA se complementando.

Figura 30 - Perfis de DSC das 10 amostras de CDR em atmosfera oxidativa.



Fonte: A autora (2023).

A primeira região de perda de massa ocorre nos entre 100 e 120°C em que ocorre perda de umidade, como a amostra foi previamente seca, o percentual de massa perdida foi entorno de 1%. O segundo pico ocorre 250 e 350°C com perdas de massa entre 37 e 47,5%. O terceiro pico entre 400 e 500°C com perdas de massa variando entre 13,5 e 22%. há ainda um quarto pico entre 600 e 700°C, mas menos intenso que os demais com perda de massa abaixo de 1%. A partir de 500 °C a perda de massa começa a se estabilizar e o processo de combustão nos experimentos foi concluído em cerca de 700°C e para o final de processo a perda de massa variou de 71,2% (amostra 6) a 90,5% (amostra 3). Mais de 80% das amostras foram decompostas quando a temperatura atingiu 500°C Kuspangaliyeva *et al.* (2021) e Gerassimidou *et al.* (2020) confirmaram que temperaturas finais de análise termogravimétrica em atmosfera oxidativa ocorrem entre 500 e 700°C. Na Tabela 25, estas são as amostras com maior e menor teor de cinzas: amostra 6 com 29,09% e amostra 3 com 14,44%.

Na região de 200 e 400°C desenvolve-se de picos endotérmicos de perda de massa a 300°C. A heterogeneidade do resíduo faz com que os componentes atinjam a perda de massa em temperaturas diferentes, gerando uma sobreposição de comportamentos. A existência de materiais celulósicos e os plásticos produzem picos diferentes durante a decomposição e combustão (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016), assim como a presença de vários tipos de materiais plásticos (Kuspangaliyeva *et al.*, 2021).

Na literatura também se observa que há perdas de massa em quatro regiões diferentes. Na primeira zona (0-200 °C), observa-se que a liberação de umidade da amostra de CDR e a primeira perda de massa ocorre (Ayas; Oztop, 2021; Kuspangaliyeva *et al.*, 2021; Siddiqi *et al.*, 2021; Tripathi; Rao, 2022) devido também a perda de material volátil (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016). Além da umidade, é importante notar que uma pequena quantidade de material volátil pode escapar (Ayas; Oztop, 2021).

A segunda zona e o primeiro intervalo de decomposição das amostras ocorrem entre 180 °C e 370 °C, a decomposição de amostras CDR nestas faixas de temperatura ocorre principalmente devido à liberação de voláteis, seguida pelas reações da fase gasosa entre os voláteis e o oxigênio e um segundo intervalo de decomposição é observado entre 400 e 500°C (Kuspangaliyeva *et al.*, 2021). Já no estudo de (Ayas; Oztop, 2021) os intervalos de decomposição (picos exotérmicos) ocorrem entre 200 e 300°C, 300 e 400°C e 400 e 500°C, respectivamente.

Durante toda a combustão, a decomposição principal dos CDRs ocorreu entre 200 °C a 600 °C (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016; Siddiqi *et al.*, 2021) e perda de peso máxima em torno

de 320-330°C (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016; Ayas; Oztop, 2021). Após estas severas reações de combustão, ou seja, após a temperatura exceder 600 °C, uma pequena perda de massa foi observada nos valores (Ayas; Oztop, 2021) e estas perdas podem ser atribuídas ao final da fase de conversão (Kuspangaliyeva *et al.*, 2021). Este último pico pode ser atribuído à combustão do carvão e também a reações entre carvão e voláteis, provenientes de fases anteriores do processo (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016).

A primeira etapa de degradação pode corresponder aos materiais celulósicos e a segunda etapa de degradação a uma mistura de materiais plásticos como PE e PP (Casado *et al.*, 2016; Miskolczi *et al.*, 2011; Rajca *et al.*, 2020; Tripathi; Rao, 2022). Vários picos de DTG entre 400 e 600 °C em amostras de plástico indicam claramente a presença de diferentes tipos de plástico (Kuspangaliyeva *et al.*, 2021).

Em comparação a outros combustíveis, para o carvão a decomposição das amostras ocorre em temperaturas mais altas (entre 700°C e 800°C) e a maior perda de massa, que corresponde ao pico a 720 °C, deve-se principalmente à decomposição da matéria volátil e do carvão, restando, no final do processo uma massa degradada de 53,3% em relação a massa inicial. Já para o coque de petróleo há apenas um pico entre as temperaturas de 500°C e 700°C devido à decomposição de toda a matéria orgânica, perda de voláteis e carvão, com maior perda de massa a 610°C e com perda de peso de 35,8%, o que demonstra que na combustão do CDR, a decomposição ocorre nos estágios iniciais da combustão na fase gasosa devido ao baixo teor de carbono fixo e ao alto teor de matéria volátil do CDR. Portanto a combustão de matéria volátil é o parâmetro mais importante e deve ser investigada, pois a duração da combustão, a velocidade e a perda de massa das matérias voláteis afetam a combustibilidade do CDR (Akdağ; Atimtay; Sanin, 2016; Tripathi; Rao, 2022).

4.3.9.2 *Análise termogravimétrica em atmosfera inerte*

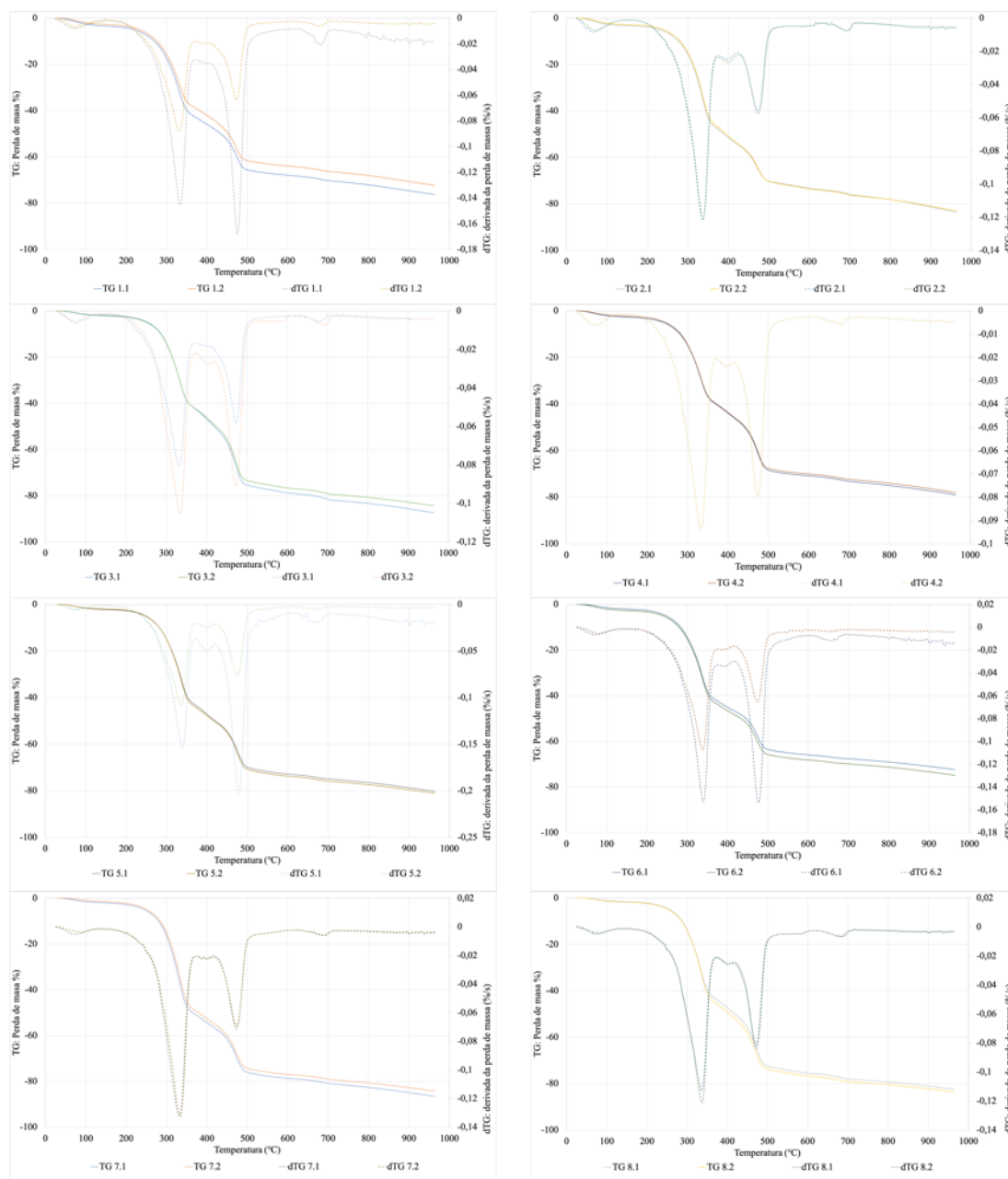
A Figura 31 apresenta os perfis de perda de massa em relação a temperatura (TGA) e da derivada da perda de massa em relação a temperatura (dTGA) em atmosfera inerte com uso de N₂.

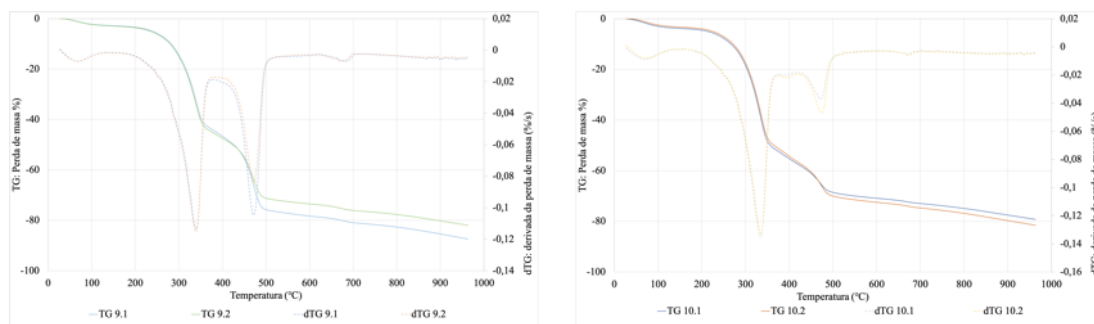
As análises foram realizadas em duplicata. Observa-se um primeiro pico a 120°C, em que ocorre perda de umidade, com percentual de massa consumida de cerca de 1%. Um segundo pico endotérmico ocorre a 325°C, um terceiro pico acontece na região entre 350 e 450°C com perdas de massa 12,6 e 18,2% e posteriormente um quarto pico a 475°C.

Há ainda um último pico, mas menos intenso entre 650 e 700°C com perdas de massa

não superiores a 2%. A maior perda de massa ocorre entre 200 e 500°C (58,1% e 73,3%) e a perda de massa começa a se estabilizar em 500 °C, assim como constatado por (Grammelis *et al.*, 2009) e finaliza entre 72,4% (amostras 1 e 6) e 88,7% (amostra 2).

Figura 31 - Perfis de DSC das 10 amostras de CDR em atmosfera inerte.





Fonte: A autora (2023).

A Tabela 38 apresenta a perda de massa em diferentes faixas de temperatura nas amostras de CDR. Para a atmosfera inerte tem-se um teor de cinzas mais elevado devido a presença de carbono fixo. Desta forma, o carbono fixo foi determinado subtraindo-se os resíduos finais da análise em atmosfera oxidativa (cinzas) da análise realizada em atmosfera inerte (cinzas + carbono fixo).

Tabela 38 - Perda de massa (%) por faixa de temperatura e rejeito do processo (%) em atmosfera inerte para amostras de CDR.

Faixa de temperatura (°C)	100-150	250-350	350-450	450-500	650-700	Resíduo (% em massa) Carbono fixo + cinza	Carbono fixo
Amostra	Perda de massa (% em peso)						
1.1	0,89	32,55	12,83	12,89	1,47	23,61	3,71
1.2	0,77	29,64	13,28	12,27	1,44	27,60	9,76
2.1	0,60	36,65	15,40	11,71	1,67	13,20	1,89
2.2	0,47	36,08	16,20	12,20	1,69	16,93	3,86
3.1	0,49	33,99	18,23	18,57	1,84	14,3	1,78
3.2	0,61	33,84	16,79	18,01	1,68	15,56	6,06
4.1	0,51	31,06	15,12	16,47	1,48	20,95	4,94
4.2	0,53	31,14	15,04	16,11	1,32	23,05	1,19
5.1	0,47	33,95	15,33	15,26	1,25	19,73	4,68
5.2	0,60	34,98	14,97	15,65	1,27	18,91	4,46
6.1	0,63	32,93	12,61	12,76	0,87	28,77	1,21
6.2	0,49	33,53	13,25	13,08	0,82	26,72	1,65
7.1	0,55	41,81	14,35	14,39	1,44	13,39	3,69
7.2	0,46	40,50	14,77	14,22	1,39	15,74	4,25
8.1	0,46	35,36	16,10	16,53	1,62	17,60	5,78
8.2	0,57	36,46	16,85	15,76	1,56	16,48	5,3
9.1	0,60	33,05	16,45	20,47	1,68	12,50	1,97
9.2	0,81	34,06	14,72	16,33	1,63	17,97	7,5
10.1	0,77	40,55	12,75	7,62	1,22	20,71	5,95

Faixa de temperatura (°C)	100-150	250-350	350-450	450-500	650-700	Resíduo (% em massa) Carbono fixo + cinza	Carbono fixo
Amostra	Perda de massa (% em peso)						
10.2	0,89	29,64	13,28	12,27	1,44	27,60	14

Fonte: A autora (2023).

A primeira região de perda de massa é observada em temperaturas entre 100 e 120°C correspondem a perda de umidade (Efika, Onwudili; Williams, 2015; Fang; He; Xie, 2020; Singh; Wu; Williams, 2012; Tripathi; Rao, 2022) seguido por 3 picos de decomposição do material. Todas as amostras de CDR apresentam dois picos centrais, compostos de um pico maior ocorrendo nas regiões de temperatura de 200-400°C, seguido de um pico menor entre 400-560°C, respectivamente (Efika; Onwudili; Williams, 2015; Grammelis *et al.*, 2009; Rajca *et al.*, 2020; Singh; Wu; Williams, 2012; Tripathi; Rao, 2022). Um terceiro pico exotérmico, é observado a 660°C está associado à decomposição da parte mineral presente na amostra (Rajca *et al.*, 2020).

O primeiro pico corresponde à parte de biomassa sendo atribuída ao material hemicelulose e lignina e o segundo pico representa a fração plástica (Efika; Onwudili; Williams, 2015; Fang; He; Xie, 2020; Grammelis *et al.*, 2009; Tripathi e Rao, 2022) correspondente aos polímeros termoplásticos tipo PE e PP.

De acordo com Lokahita *et al.* (2019) o CDR possui uma curva de degradação complexa porque é composto por vários tipos de materiais e grandes chances de sobreposição em cada curva de componente, como lignina e celulose, ou entre cada tipo de plástico e observa-se três etapas diferentes de degradação: a primeira etapa (129,6°C a 398,9°C) indica a degradação de materiais celulósicos da fração orgânica e lenhosa, a segunda etapa (398,9°C a 580,9°C) é a curva de degradação do material plástico de baixa densidade, como PS e PET e a última etapa (623,3°C a 738,3°C) foi afetada por plásticos de alta densidade, como PVC e PE.

Segundo Gerassimidou *et al.* (2020) as principais características do comportamento médio de decomposição térmica do CDR/CSR são: (a) efeitos de sobreposição consideráveis entre os polímeros; (b) faixa de temperatura de decomposição mais ampla para biopolímeros do que para polímeros de origem fóssil; (c) faixas de temperatura semelhantes para a degradação dos polímeros plásticos de origem fóssil predominantes, exceto o PVC; e (d) degradação térmica completa da maioria dos componentes predominantes no CDR/CSR a quase 550°C.

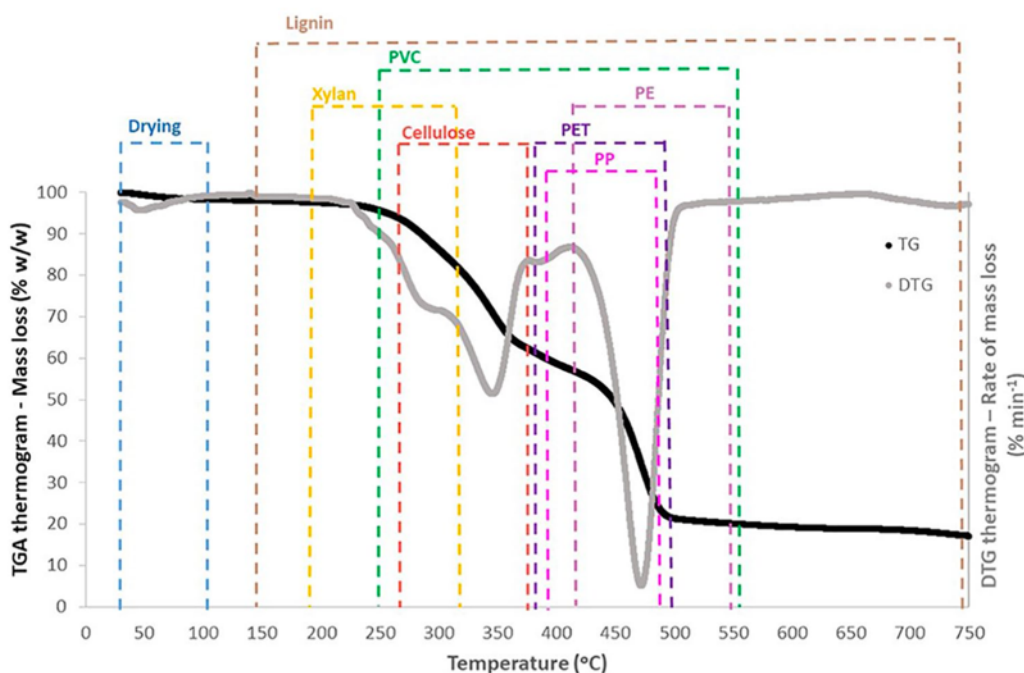
As amostras de CDR estudadas têm reatividade semelhante e a maior parte da matéria volátil (biomassa e plástico) no CDR pode se volatilizar em baixa temperatura (abaixo de

500°C), porque o CDR contém muitos materiais voláteis, como biomassa e plástico, e contém uma baixa proporção de carbono fixo e uma alta quantidade de matéria volátil quando comparadas a outros combustíveis convencionais (como o carvão) (Fang; He; Xie, 2020).

Na desvolatilização do CDR a primeira curva é atribuída às frações de hemicelulose e celulose e a segunda à fração plástica do resíduo e as diferentes composições do CDR resultam em padrões de degradação diferentes: teores mais altos de plástico resultam em menor teor de carvão e maior teor de voláteis. Além disso, a presença de porções maiores de plástico nas amostras de RDF resulta na redução da reatividade devido à estabilidade térmica das frações plásticas (Grammelis *et al.*, 2009).

Na Figura 32 tem-se a curva TG e dTG típica de CDR/CSR, demonstrando os componentes mais predominantes deste tipo de material. Comparando-a com os resultados deste estudo observa-se picos e faixas de temperatura similares, confirmando que os componentes se assemelham aos das amostras deste estudo, o que também pode ser corroborado pela composição gravimétrica heterogênea do CDR estudado.

Figura 32 - Típicos perfis de TG e dTG de combustível sólido recuperado/combustível derivado de resíduos (CDR/CSR) com base nos polímeros componentes mais predominantes: água, celulose, lignina, xilana, polietileno (PE), polipropileno (PP), tereftalato de polietileno (PET) e cloreto de polivinila (PVC) (representa o teor de cloro) sob atmosfera inerte e baixa taxa de aquecimento (10°C min⁻¹)



Fonte: Gerassimidou *et al.* (2020).

Casado *et al.* (2016) não identificaram diferenças significativas nas etapas de

degradação e em seus picos relacionados, utilizando condições oxidantes ou redutoras. Observa-se que na atmosfera oxidativa a quantidade de resíduo sólido final é menor que para atmosfera inerte, conforme constatado também por Casado *et al.* (2016), Conesa e Rey (2015) e Tripathi e Rao (2022). Essa diferença corresponde ao percentual de carbono fixo. No processo de combustão a perda de massa se estabiliza-se em cerca de 650°C, temperatura em que a perda de massa está, em média, em torno de 0,45%, enquanto que para atmosfera inerte observa-se perda uma massa média em torno de 2% em temperaturas maiores de 900°C. Gerassimidou *et al.* (2020) afirmam que a faixa de temperatura suficiente para a degradação do material é maior ou igual 750°C configura-se como uma condição genérica ideal para aplicação da análise termogravimétrica em atmosfera inerte.

Conforme constatado também por Gramellis *et al.*, (2009) o comportamento térmico das amostras de CDR/CSR permite afirmar que estese combustíveis tem potencial para serem usados em instalações de combustão, sozinhos ou em combinação com outro combustível convencional.

4.4 Classificação do CDR

Durante as análises laboratoriais conduzidas nesta pesquisa os valores dos parâmetros poder calorífico inferior (PCI), cloro e mercúrio foram obtidos em base seca. No entanto, para classificação do RSUE, conforme exige-se na norma brasileira (Tabela 2), os parâmetros cloro e mercúrio devem ser apresentados conforme recebido (base úmida) e para classificação como CSR (Tabela 3), conforme determina a norma europeia, o PCI deve ser utilizado conforme recebido e para mercúrio, a unidade de medida refere-se a mg.MJ⁻¹, portanto foi necessário utilizar os valores de mercúrio e PCI conforme recebido para obtenção da relação na unidade exigida. Os resultados são apresentados na Tabela 39.

Na Tabela 40 está a classificação das amostras de CDR. Todos os resultados estão dentro dos limites pré-estabelecidos, portanto as amostras podem ser classificadas como RSUE/CSR.

A avaliação utilizando o PCI como recebido, conforme exigido pela norma europeia, faz com que esse parâmetro apresente valores de classificação mais baixos em relação aos valores utilizados para a norma brasileira. Isso ocorre porque a presença de umidade reduz o valor desse parâmetro e, portanto, o enquadra como uma CSR de menor qualidade, em comparação com a classificação estabelecida pela norma brasileira.

Tabela 39 - Valores médios dos parâmetros poder calorífico inferior, cloro e mercúrio deste estudo, de acordo com as exigências das normas brasileira e europeia.

Amostra	Norma brasileira			Norma europeia		
	PCI (bs) (MJ.kg ⁻¹)	Cl (ar) (%)	Hg (ar) (mg.kg ⁻¹)	PCI (ar) (MJ.kg ⁻¹)	Cl (bs) (%)	Hg (ar) (mg.MJ ⁻¹)
1	17,54	0,245	0,0215	10,69	0,384	0,0019
2	18,45	0,178	0,0271	14,32	0,225	0,0021
3	21,43	0,469	0,0455	15,87	0,618	0,0023
4	19,86	0,454	0,0250	13,86	0,631	0,0023
5	20,08	0,593	0,1309	14,49	0,801	0,0096
6	16,88	0,443	0,1477	11,49	0,628	0,0132
7	20,46	0,495	0,2887	15,14	0,652	0,0202
8	20,47	0,516	0,0373	16,49	0,652	0,0020
9	22,02	0,341	0,0197	17,64	0,418	0,0014
10	18,30	0,264	0,0247	13,15	0,358	0,0018

Fonte: A autora (2023).

Tabela 40 - Classificação das amostras de CDR de acordo com as normas brasileira e europeia.

Amostra	Norma brasileira			Norma europeia		
	PCI (bs) (MJ.kg ⁻¹)	Cl (ar) (%)	Hg (ar) (mg.kg ⁻¹)	PCI (ar) (MJ.kg ⁻¹)	Cl (bs) (%)	Hg (ar) (mg.MJ ⁻¹)
1	P2	C1	H1	4	2	1
2	P2	C1	H1	4	2	1
3	P1	C1	H1	3	3	1
4	P2	C1	H1	4	3	1
5	P1	C2	H2	4	3	1
6	P2	C1	H2	4	3	1
7	P1	C1	H3	3	3	1
8	P1	C2	H1	3	3	1
9	P1	C1	H1	3	2	1
10	P2	C1	H1	4	2	1

Fonte: A autora (2023). Legenda: P1: PCI classe 1, P2: PCI classe 2; C1: cloro classe 1; C2: cloro classe 2; H1: mercúrio classe 1; H2: mercúrio classe 2; H3: mercúrio classe 3.

Devido à ausência de legislação nacional no que se refere ao padrão mínimo de qualidade do CDR, identifica-se, com base na legislação do Estado de São Paulo, Resolução SIMA nº 047/2020 (Tabela 41), os resultados de PCI de todas as amostras de CDR atendem aos requisitos exigidos. O teor de cloro de todas as amostras também atende aos requisitos para fornos de produção de cimento, no entanto, para alguns equipamentos este parâmetro não é aplicável e para os demais, a maioria das amostras não atende aos limites exigidos. Não há

exigências relativas ao mercúrio.

Tabela 41 - Critérios para utilização do CDR de acordo com a Resolução SIMA nº 047/2020 do Estado de São Paulo.

Tipologias de fontes	PCI (bs) (MJ.kg ⁻¹)*	CI (bs) (%)
Caldeiras industriais a biomassa entre 50 e 100 t.h ⁻¹ de vapor	≥ 10	≤ 0,3
Caldeiras industriais a biomassa > 100 t.h ⁻¹ de vapor	≥ 10	≤ 0,6
Fornos de produção de clínquer	≥ 12	≤ 1,0
Pirólise	≥ 10	NA
Gaseificação	≥ 10	NA
Unidade de recuperação energética	NA	NA
Fornos industriais com uso de biomassa e sem contato com a matéria prima.	**	≤ 0,6

Fonte: Estado de São Paulo (2020).

(NA) não aplicável (*) PCI avaliado caso a caso, devendo ser superior ao PCI da biomassa utilizada como combustível convencional. (**) PCI do CDR deverá ser igual ou superior ao combustível convencional normalmente utilizado, devendo comprovar que há redução de consumo do combustível convencional.

4.5 Recomendações para melhoria da qualidade do CDR/CSR

A variação da recuperação de materiais como CDR/CSR está ligada à fonte de resíduos de entrada, que inclui: composição dos resíduos, complexidade da triagem e propriedades dos materiais. Assim, a caracterização periódica dos resíduos de entrada ajuda a promover melhorias no processo de tratamento mecânico.

Um procedimento que pode ajudar a controlar o teor de umidade é não armazenar os RSU por longos períodos de tempo antes do processamento para a produção de CDR, pois a decomposição da matéria orgânica gerará lixiviados que podem aumentar a quantidade de umidade presente no material.

Em termos de processo, observa-se que há uma alta presença de finos, portanto, a inserção de etapa para remoção de parte desse material pode contribuir para a melhoria dos parâmetros do CDR/CSR estudado, entre eles o teor de umidade e o poder calorífico. Além disso, partículas muito pequenas podem se depositar no leito dos fornos de clínquer e também causar entupimento das vias de acesso ao forno (Paula *et al.*, 2019).

Nos fornos de clínquer, partículas muito grandes também podem causar problemas operacionais, como queda na temperatura do gás e alteração na qualidade do cimento (Liedmann *et al.*, 2017), portanto, considerando que o padrão de produção é de 50 mm, é necessário inserir mecanismos para reduzir a parcela de CDR/SRF que está acima desse valor. Uma melhor distribuição de tamanho de partícula no processo de trituração em termos de tamanho e forma de partícula pode ser valiosa e, talvez, uma operação de secagem no processo

possa resultar em menor teor de umidade.

Em termos de legislação, é necessário estabelecer regulamentações nacionais para um padrão mínimo de qualidade do CDR/CSR, tanto para uso em fornos de clínquer quanto em usinas dedicadas à produção de energia e em processos de gaseificação e pirólise. Também seria interessante estabelecer um conteúdo biogênico mínimo para que esse combustível alternativo seja classificado como um combustível renovável.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Apesar da heterogeneidade do RSU utilizado para produção do CDR estudado, é possível obter um padrão de características no CDR comprovando que o processo de produção adotado é capaz de proporcionar a obtenção de um combustível alternativo mais homogêneo e que atenda a requisitos de viabilidade técnica, econômica e ambiental.

Ainda há uma barreira para conhecer os caminhos logísticos de produção e uso do CDR no Brasil devido as lacunas de informações sobre as atividades em operação no país, portanto, faz-se necessário que os órgãos governamentais se unam para uma base de dados unificadas que colaborem com o planejamento. O Atlas da Recuperação Energética é uma ferramenta interessante, mas ainda não completa sobre o setor.

Considerando que as metas do Planares serão atingidas em termos de universalização da coleta convencional e reciclagem, a utilização da parte reciclável não reciclada para produção de CDR a RMR tem potencial para produção de cerca de 7 milhões de toneladas de CDR de 2023 a 2043, e essa massa de resíduos desviada do aterro sanitário representa um volume de cerca de 8 milhões de metros cúbicos.

Quanto ao uso deste CDR, a indústria cimenteira tem potencial para absorver parcela do material e há outros processos/tecnologias com capacidade de absorção deste combustível. O combustível brasileiro estudado nesta pesquisa tem potencial para uso nas diversas tecnologias de tratamento térmico, uma vez que a maioria das características do material é semelhante às atualmente empregadas. Para alguns estudos, especialmente os referentes à pirólise, pode-se observar que os valores de teor de umidade exigidos nos sistemas são baixos e, na maioria dos casos, o combustível foi usado na forma de pellets, e o próprio processo de peletização contribui para a redução do teor de umidade do material. No entanto, a peletização exige uma nova etapa na produção de CDR/CSR, gerando custos de produção adicionais.

A caracterização do CDR permitiu identificar que, após o beneficiamento do RSU, obteve-se um produto mais homogêneo e garantiu um conhecimento mais específico sobre esse combustível ainda tão pouco estudado no território brasileiro. Apesar da composição heterogênea, o CDR tem um teor de biomassa variando de 39,44% a 56,95%, portanto, há potencial para qualificá-lo como um combustível sustentável. O carbono biogênico presente neste combustível é de relevante interesse, pois o torna menos impactante quando se trata de substituir combustíveis convencionais, já que emissões provenientes de frações biogênicas são categorizadas como neutras do ponto de vista climático e, portanto, tem potencial para que seu uso represente emissões evitadas no escopo do comércio de emissões

brasileiras.

As análises imediatas demonstram que os teores de umidade das amostras variam de 18,48% a 36,15%, mesmo que dentro da média da literatura, ainda não ideal dentro dos parâmetros exigidos pelas cimenteiras que gira em torno de 15%, portanto, é um ponto de sensibilidade na produção deste material. Desta forma, os resultados deste estudo evidenciam a necessidade de reduzir o teor de umidade do material, mantendo-o entre 15 e 20% e a importância também da redução do percentual de finos já que a literatura mostra que esta parcela da composição do CDR pode diminuir o poder calorífico e contribuir para o aumento do teor de umidade.

As análises elementares identificaram que as amostras possuem maiores quantidades de carbono (43,22% a 53,48%) e oxigênio (25,93% a 32,75%), conforme também retratado na literatura. Os valores de PCI (16,9 MJ.kg⁻¹ a 22 MJ.kg⁻¹), os teores de cloro (0,2 % a 0,8%) e mercúrio (0,024 mg.kg⁻¹ a 0,206 mg.kg⁻¹) permitem que as amostras sejam classificadas como RSUE e CSR, dentro das normas de classificação brasileira e europeia, respectivamente. As análises termogravimétricas possibilitaram conhecer o comportamento deste combustível em atmosfera oxidativa e inerte.

O uso do CDR, mesmo diante da heterogeneidade do seu material de origem, pode contribuir com redução de emissão de 595.000 t.ano⁻¹ de CO₂ devido a economia no uso do coque de petróleo na indústria cimenteira considerando as metas do Roadmap do Cimento para 2050. Ainda em termos de uso de CDR em substituição ao coque de petróleo, nota-se que há viabilidade econômica devido à economia anual de US\$ 98,6 milhões por meio da substituição de 17% do combustível fóssil por CDR.

A padronização da qualidade e o conteúdo biogênico são dois fatores determinantes para aceitabilidade no mercado como um combustível competitivo do ponto de vista técnico e ambiental. O uso do CDR pode gerar impacto econômico positivo e contribuir para a redução das emissões de CO₂ e para a conservação dos recursos naturais não renováveis, colaborando com a agenda climática brasileira.

Esse também pode ser um elemento promissor no mercado de crédito de emissões e tem o potencial de promover a redução do impacto ambiental da indústria de cimento, que globalmente apresenta valores significativos. Além disso, o CDR foi obtido a partir de resíduos, portanto, há uma economia em relação aos custos envolvidos na obtenção do coque de petróleo, como o transporte, uma vez que o Brasil não é autossuficiente na produção desse combustível.

Considerando os resultados e as conclusões acerca desta pesquisa recomenda-se:

- A instituição, a nível nacional, de uma padronização mínima dos CDRs, independente

da origem do resíduo, para criação de um mercado seguro para produtores e consumidores deste combustível alternativo. Para tal, faz-se necessário um estudo mais aprofundado dos diversos CDRs produzido no país e da aplicação conceitual deste termo, além de alinhamento com os atores envolvidos neste processo. A implementação das políticas públicas precisam ser melhor estruturadas para que as metas estabelecidas pelo país possam tornar-se realidade, o que inclui o pleno aproveitamento energético dos resíduos;

- A realização de estudos futuros que busquem definir os possíveis resíduos que dão origem aos diversos metais presentes na composição do CDR de forma a aprimorar os processos de triagem para redução destes elementos no produto final;

- A utilização dos resultados termogravimétricos em pesquisas futuras para determinar os parâmetros cinéticos da degradação térmica dos materiais residuais e para a definição de equações para comparação entre os resultados medidos e simulados, o que contribuirá para desenvolvimento de métodos para compreensão do comportamento das amostras nos processos e aprimoramento da performance tanto dos combustíveis quanto dos sistemas;

- Desenvolvimento de estudos futuros que foquem na quantificação das emissões de CO₂ durante a produção e uso do CDR, avaliando todo o ciclo de vida do material de forma a aferir as contribuições no que tange aos gases de efeito estufa, além dos demais impactos resultantes dos processos que envolvem este combustível alternativo.

Os resultados obtidos no desenvolvimento deste trabalho permitiram visualizar as potencialidades e a viabilidade, econômica e ambiental, da produção e uso do CDR. O estudo deste combustível produzido a partir dos RSU ainda é um campo em desenvolvimento no país, na esfera de mercado como na esfera acadêmica, e espera-se que os resultados e as discussões promovidas por esta tese possam contribuir na compreensão da produção e uso deste combustível, seu papel na gestão dos resíduos sólidos e na matriz energética brasileira.

REFERÊNCIAS

ABCP - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTOS PORTLAND. **Panorama do Coprocessamento 2021 - uma tecnologia sustentável: ano base 2020**. Rio de Janeiro: São Paulo, 2021.

ABCP – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. **Panorama do coprocessamento: uma tecnologia sustentável - 2022 - ano base 2021**. São Paulo, 2022. Disponível em: https://coprocessamento.org.br/wp-content/uploads/2022/12/Panorama_Coprocessamento_2022_Ano_Base_2021.pdf. Acessado em: 15 jan. 2023.

ABEGÁS. **WEG aposta na gaseificação do lixo para geração**. 2019. Disponível em: <https://www.abegas.org.br/arquivos/74019>. Acessado em: 11 abr. 2023.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 12988 - Líquidos livres - verificação em amostra de resíduos**. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007 - Amostragem de resíduos sólidos**. 2e. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457: Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. 2e. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16849 - Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos - requisitos**. 1e. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17100-1 - Gerenciamento de resíduos Parte 1: Requisitos gerais**. Rio de Janeiro: ABNT, 2023.

ABYLKHANI, B.; AIYMBETOV, B.; YAGOFAROVA, A.; TOKMURZIN, D.; VENETIS, C.; POULOPOULOS, S.; SARBASSOV, Y.; INGLEZAKIS, V. J. Seasonal characterisation of municipal solid waste from Astana city, Kazakhstan: Composition and thermal properties of combustible fraction. **Waste Management and Research**, vol. 37, nº 12, p. 1271–1281, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1177/0734242X19875503>.

ADEME - AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE - ADEME. **Caractérisation des combustibles solides de récupération**. 2010.

ADEME - AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE. **Combustibles solides de recuperation (CSR)**. 2015. Disponível em: www.ademe.fr/mediatheque.

ADEME - AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE. ADEME: notre histoire. 2022. **ADEME**. Disponível em: <https://www.ademe.fr/lagence/notre-histoire/>. Acessado em: 17 set. 2022.

AGÊNCIA CANALENERGIA. Brasil alcança marca de 2 mil usinas de energia em operação. 2020. **Agência CanalEnergia**. Disponível em: <https://www.canalenergia.com.br/noticias/53132151/brasil-alcanca-marca-de-2-mil-usinas-de-energia-em-operacao>. Acessado em: 20 ago. 2023.

AHMAD, W.; HASSAN, M.; ZESHAN; MASUD, S. F. Bin; KANWAL, S.; SINGH, R. S.; ANWAR, M.; MEHRYAR, E.; ZHAO, C. Proximate and elemental analysis of solid recovered fuel, its comparison with existing fossil fuels in terms of physical characteristics and economic benefits. **Bioresource Technology Reports**, vol. 18, 1 jun. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101049>.

AKDAĞ, A. S.; ATIMTAY, A.; SANIN, F. D. Comparison of fuel value and combustion characteristics of two different RDF samples. **Waste Management**, vol. 47, p. 217–224, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.037>.

ALMEIDA, V. F. de; GÓMEZ-BAREA, A.; NILSSON, S.; TUOMI, S. Distribution of Inorganics and Trace Elements during Waste Gasification in a Bench-Scale Fluidized Bed. **Energy and Fuels**, vol. 35, nº 19, p. 15802–15816, 7 out. 2021. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.1c02143>.

ALOBALID, F.; STRÖHLE, J. Special issue “thermochemical conversion processes for solid fuels and renewable energies”. **Applied Sciences (Switzerland)**, vol. 11, nº 4, p. 1–8, 2 fev. 2021. <https://doi.org/10.3390/app11041907>.

ALQATTAN, N.; ACHEAMPONG, M.; JAWARD, F. M.; ERTEM, F. C.; VIJAYAKUMAR, N.; BELLO, T. Reviewing the potential of Waste-to-Energy (WTE) technologies for Sustainable Development Goal (SDG) numbers seven and eleven. **Renewable Energy Focus**, vol. 27, p. 97–110, 1 dez. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2018.09.005>.

ALVES, O.; NOBRE, C.; DURÃO, L.; MONTEIRO, E.; BRITO, P.; GONÇALVES, M. Effects of dry and hydrothermal carbonisation on the properties of solid recovered fuels from construction and municipal solid wastes. **Energy Conversion and Management**, vol. 237, 1 jun. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114101>.

ALZAMORA, B. R.; BARROS, R. T. de V.; DE OLIVEIRA, L. K.; GONÇALVES, S. S. Forecasting and the influence of socioeconomic factors on municipal solid waste generation: A literature review. **Environmental Development**, vol. 44, 1 dez. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2022.100734>.

AMEN, R.; HAMEED, J.; ALBASHAR, G.; KAMRAN, H. W.; HASSAN SHAH, M. U.; ZAMAN, M. K. U.; MUKHTAR, A.; SAQIB, S.; CH, S. I.; IBRAHIM, M.; ULLAH, S.; AL-SEHEMI, A. G.; AHMAD, S. R.; KLEMEŠ, J. J.; BOKHARI, A.; ASIF, S. Modelling the higher heating value of municipal solid waste for assessment of waste-to-energy potential: A sustainable case study. **Journal of Cleaner Production**, vol. 287, 10 mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125575>.

AMO-ASAMOAH, E.; OWUSU-MANU, D. G.; ASUMADU, G.; GHANSAH, F. A.; EDWARDS, D. J. Potential for waste to energy generation of municipal solid waste (MSW) in the Kumasi metropolis of Ghana. **International Journal of Energy Sector Management**, vol. 14, nº 6, p. 1315–1331, 6 out. 2020. <https://doi.org/10.1108/IJESM-12-2019-0005>.

ANGELO, C.; RITTL, C. **Análise das emissões brasileiras de gases do efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil 1970- 2018: SEEG 2019 – Relatório Síntese**. [S. l.: s. n.], 2019. Disponível em: https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2019/11/OC_SEEG_Relatorio_2019pdf.pdf. Acessado em: 18 set. 2022.

ANSAH, E.; WANG, L.; SHAHBAZI, A. Thermogravimetric and calorimetric characteristics during co-pyrolysis of municipal solid waste components. **Waste Management**, vol. 56, p. 196–206, 1 out. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.015>.

ARDOLINO, F.; ARENA, U. Biowaste-to-Biomethane: An LCA study on biogas and syngas roads. **Waste Management**, vol. 87, p. 441–453, 15 mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.030>.

ASIAN DEVELOPMENT BANK. **Materials recovery facility tool kit**. Mandaluyong City, Philippines: Asian Development Bank, 2013.

AVTAR, R.; TRIPATHI, S.; AGGARWAL, A. K.; KUMAR, P. Population-urbanization-energy nexus: A review. **Resources**, vol. 8, nº 3, 1 set. 2019. <https://doi.org/10.3390/resources8030136>.

AYAS, G.; OZTOP, H. F. Thermal Analysis Of Different Refuse Derived Fuels Samples. **Thermal Science**, vol. 26, nº 6 Part A, p. 4395–4406, 2021. <https://doi.org/10.2298/TSCI201010249A>.

AZAM, M.; JAHROMY, S. S.; RAZA, W.; RAZA, N.; LEE, S. S.; KIM, K. H.; WINTER, F. Status, characterization, and potential utilization of municipal solid waste as renewable energy source: Lahore case study in Pakistan. **Environment International**, vol. 134, 1 jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105291>.

AZEVEDO, J. L. de. A economia circular aplicada no Brasil: uma análise a partir dos instrumentos legais existentes para a logística reversa. 2015. In: **XI Congresso Nacional de**

Excelência em Gestão. [...]. Rio de Janeiro: [s. n.], 2015. Disponível em: https://www.inovarse.org/sites/default/files/T_15_036M.pdf. Acessado em: 18 set. 2022.

BARRAGÁN-ESCANDÓN, E.; ZALAMEA-LEÓN, E.; TERRADOS-CEPEDA, J.; VANEGAS-PERALTA, P. Factores que influyen en la selección de energías renovables en la ciudad. **Enero**, vol. 45, nº 134, p. 259–277, 2019a.

BARRAGÁN-ESCANDÓN, E. A.; ZALAMEA-LEÓN, E. F.; TERRADOS-CEPEDA, J.; PARRA-GONZÁLEZ, A. Renewable energy in urban areas. Aspectos determinantes y selección tecnológica. **Bitacora Urbano Territorial**, vol. 29, nº 2, p. 39–48, 2019b. <https://doi.org/10.15446/bitacora.v29n2.65720>.

BARROS, R. T. de V. **Elementos de gestão de resíduos sólidos**. Belo Horizonte: Tessitura, 2012.

BASSI, S. A.; CHRISTENSEN, T. H.; DAMGAARD, A. Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries. **Waste Management**, vol. 69, p. 545–557, 1 nov. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.042>.

BAYARD, R.; DE ARAÚJO MORAIS, Joácio.; DUCOM, Gaëlle.; ACHOUR, F.; ROUEZ, M.; GOURDON, R. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 175, nº 1–3, p. 23–32, 15 mar. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.049>.

BERARDI, P.; ALMEIDA, M. F.; LOPES, M. de L.; MAIA DIAS, J. Analysis of Portugal's refuse derived fuel strategy, with particular focus on the northern region. **Journal of Cleaner Production**, vol. 277, 20 dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123262>.

BEZAMA, A.; AGUAYO, P.; KONRAD, O.; NAVIA, R.; LORBER, K. E. Investigations on mechanical biological treatment of waste in South America: Towards more sustainable MSW management strategies. **Waste Management**, vol. 27, nº 2, p. 228–237, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.01.010>.

BHATT, M.; CHAKINALA, A. G.; JOSHI, J. B.; SHARMA, A.; PANT, K. K.; SHAH, K.; SHARMA, A. Valorization of solid waste using advanced thermo-chemical process: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, vol. 9, nº 4, 1 ago. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105434>.

BHOI, P. R.; HUHNKE, R. L.; KUMAR, A.; INDRAWAN, N.; THAPA, S. Co-gasification of municipal solid waste and biomass in a commercial scale downdraft gasifier. **Energy**, vol. 163, p. 513–518, 15 nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.08.151>.

BIANCO, I.; PANEPINTO, D.; ZANETTI, M. Environmental impacts of electricity from incineration and gasification: How the LCA approach can affect the results. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 14, nº 92, 1 jan. 2022. <https://doi.org/10.3390/su14010092>.

BOONSAKUL, P.; BUDDHAWONG, S.; TOWPRAYOON, S.; VINITNANTHARAT, S.; SUANBURAI, D.; WANGYAO, K. Applying electromagnetic surveys as pre-screening tools prior to open dump mining. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, vol. 23, nº 4, p. 1518–1530, 1 jul. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01232-5>.

BOURTSALAS, A. C. T.; ZHANG, J.; CASTALDI, M. J.; THEMELIS, N. J. Use of non-recycled plastics and paper as alternative fuel in cement production. **Journal of Cleaner Production**, vol. 181, p. 8–16, 20 abr. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.214>.

BP. **bp Statistical Review of World Energy 2021**. 2021. Disponível em: <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2021-full-report.pdf>. Acessado em: 18 set. 2022.

BP. **bp Statistical Review of World Energy 2022**. 2022. Disponível em: <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2022-full-report.pdf>. Acessado em: 18 jun. 2023.

BRÁS, I. P.; TOMÉ, M. B.; SILVA, M. E. Viabilidade da produção de CDR proveniente de uma instalação de TMB –características técnicas e económicas. **Millenium**, vol. 2, nº ed espec nº5, p. 379–387, 2020. <https://doi.org/https://doi.org/10.29352/mill0205e.38.00323>.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 264, de 26 de agosto de 1999: licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de co-processamento de resíduos. **Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Ministério do Meio Ambiente - MMA**. Brasília, 1999. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=262. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002: dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. **Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Ministério do Meio Ambiente - MMA**. Brasília, 2002. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=334. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Plano Nacional Sobre Mudança do Clima - PNMC. **Governo Federal. Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima**. Brasília, 2008.

BRASIL. Lei nº 12187 de 29 de dezembro de 2009: Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. **Subchefia de Assuntos Jurídicos**.

Casa Civil. Presidência da República. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo. Brasília. 2009. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010: institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei n.9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Subchefia de Assuntos Jurídicos. Casa Civil. Presidência da República. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo. Brasília.**, Brasília, nº 1, p. 3, 3 ago. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acessado em: 18 set. 2022..

BRASIL. Instrução Normativa 13, de 18 de dezembro de 2012 - Publica a Lista Brasileira de Resíduos Sólidos, a qual será utilizada pelo Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais, pelo Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental e pelo Cadastro Nacional de Operadores de Resíduos Perigosos, bem como por futuros sistemas informatizados do Ibama que possam vir a tratar de resíduos sólidos. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. Ministério do Meio Ambiente - MMA.**, Brasília, 18 dez. 2012. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0013-181212.PDF>. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. **Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima: volume 2 : estratégias setoriais e temáticas: portaria MMA nº 150 de 10 de maio de 2016.** Brasília: MMA, 2016. vol. II. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Decreto nº 9578 de 22 de novembro de 2018: consolida atos normativos editados pelo Poder Executivo federal que dispõem sobre o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima, de que trata a Lei nº 12.114, de 9 de dezembro de 2009, e a Política Nacional sobre Mudança do Clima, de que trata a Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. **Subchefia de Assuntos Jurídicos. Casa Civil. Presidência da República. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo. Brasília.**, 2018. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/d9578.htm. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Decreto nº 10143 de 28 de novembro de 2019: altera o Decreto nº 9.578, de 22 de novembro de 2018, que dispõe sobre o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima e a Política Nacional sobre Mudança do Clima. 2019a. **Subchefia de Assuntos Jurídicos. Secretaria-Geral. Governo Federal.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/decreto/D10143.htm. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Portaria Interministerial nº 274 de 20 de abril de 2019: disciplina a recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos referida no § 1º do art. 9º da Lei nº 12.305, de 2010 e no art. 37 do Decreto nº 7.404, de 2010. **Ministério do Meio Ambiente - MMA. Ministério de Minas e Energia - MME. Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR.** Brasília,

2019b. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-interministerial-nº-274-de-30-de-abril-de-2019-86235505>. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Decreto nº 10117 de 19 de novembro de 2019: dispõe sobre a qualificação de projetos para ampliação da capacidade de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos no âmbito do Programa de Parcerias de Investimentos da Presidência da República. Subchefia de Assuntos Jurídicos. **Casa Civil. Presidência da República. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo.** Brasília, 2019c. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/decreto/d10117.htm. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. **Plano Nacional de Energia - PNE 2050.** Brasília: Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética., 2020a.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 499 de 06 de outubro de 2020: dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer. Conselho. **Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Ministério do Meio Ambiente - MMA.** Brasília, 2020b. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=798. Acessado em: 17 set. 2022.

BRASIL. **Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento - SNS do Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR, 2021a. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/panorama/PANORAMA_DO_SANEAMENTO_BASICNO_BRASIL_SNIS_2021.pdf. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. **Combustível Derivado de Resíduos: roteiro para avaliação preliminar da produção de combustível derivado de resíduos (CDR).** Brasília: ProteGEEr. Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR. República Federativa do Brasil., 2021b.

BRASIL. Plataforma Integrada de Ouvidoria e Acesso à Informação. **Governo Federal.** 2021c. Disponível em: <https://portaldatransparencia.gov.br>. Acessado em: 30 jan. 2021.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares.** Brasília: MMA, 2022a. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Decreto nº 10936 de 12 de janeiro de 2022: regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Subchefia de Assuntos Jurídicos. Casa Civil. Presidência da República. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo.** Brasília. 2022b. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/decreto-n-10.936-de-12-de-janeiro-de-2022-373573578>. Acessado em: 18 set. 2022.

BRASIL. Decreto nº 11043 de 13 de abril de 2022: Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. 2022. **Subchefia para Assuntos Jurídicos. Secretaria-Geral. Presidência da República**. 2022c. Disponível em: <https://in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-11.043-de-13-de-abril-de-2022-393566799>. Acessado em: 17 set. 2022.

BRASIL. Decreto nº 11.044 de 13 de abril de 2022. Institui o Certificado de Crédito de Reciclagem - Recicla+. 2022d. **Presidência da República. Secretaria-Geral. Subchefia para Assuntos Jurídicos**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d11044.htm. Acessado em: 4 jan. 2023.

BRASIL. **Balanco Energético Nacional - Relatório Síntese 2023 - Ano base 2022**. Brasília: Ministerium de Minas e Energia, 2023.

BRAZIL. **Federative Republic of Brazil: Nationally Determined Contribution (NDC) to the Paris Agreement under the UNFCCC**. 2023. Disponível em: <https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2023-11/Brazil%20First%20NDC%202023%20adjustment.pdf>. Acessado em: 31 out. 2023.

BROŽEK, P.; ZŁOCZOWSKA, E.; STAUDE, M.; BASZAK, K.; SOSNOWSKI, M.; BRYLL, K. Study of the Combustion Process for Two Refuse-Derived Fuel (RDF) Streams Using Statistical Methods and Heat Recovery Simulation. **Energies**, vol. 15, nº 24, 1 dez. 2022. <https://doi.org/10.3390/en15249560>.

BURGER, F. A.; JOHN, J. G.; FRÖLICHER, T. L. Increase in ocean acidity variability and extremes under increasing atmospheric CO₂. **Biogeosciences**, vol. 17, nº 18, p. 4633–4662, 25 set. 2020. <https://doi.org/10.5194/bg-17-4633-2020>.

CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J.; CASSETTARI FILHO, P. C.; RUTKOWSKI, E. W.; DE LIMA ISAAC, R. Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development. **Journal of Cleaner Production**, vol. 226, p. 1102–1115, 20 jul. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.057>.

CAMARGO, L.; STOEGLEHNER, G. Spatiotemporal modelling for integrated spatial and energy planning. **Energy, Sustainability and Society**, vol. 8, nº 32, p. 1–29, 16 out. 2018. <https://doi.org/10.1186/s13705-018-0174-z>.

CAMPOS, H. K. T. Recycling in Brazil: Challenges and prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 85, p. 130–138, abr. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.017>.

CASADO, R. R.; ARENALES RIVERA, J.; BORJABAD GARCÍA, E.; ESCALADA CUADRADO, R.; FERNÁNDEZ LLORENTE, M.; BADOS SEVILLANO, R.; PASCUAL DELGADO, A. Classification and characterisation of SRF produced from different flows of processed MSW in the Navarra region and its co-combustion performance with olive tree

pruning residues. **Waste Management**, vol. 47, p. 206–216, 2016.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.018>.

CEE - COMUNIDADE ECONÔMICA EUROPEIA. Directiva 75/442/CEE. 1975.
Comunidade Econômica Europeia - CEE. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31975L0442>. Acessado em: 18 set. 2022.

CEN/TS. CEN/TS15359 - Solid recovered fuels - Specifications and classes. **European Committee for Standardization**, 2011a.

CEN/TS. EN 15408 - Solid Recovered fuels - Methods for the determination of sulphur (S), chlorine (Cl), fluorine (F) and Bromine (Br) content. **European Committee for Standardization** 2011b.

CEN/TS. EN 16174 - Sludge, treated biowaste and soil - Digestion of aqua regia soluble fractions of elements. **European Committee for Standardization**, 2012.

CEN/TS. EN ISO 21637 - Solid recovered fuels - vocabulary. **European Committee for Standardization**, 2020a.

CEN/TS. EN ISO 21663 - Solid recovered fuels - Methods for the determination of carbon (C), hydrogen (H), nitrogen (N) and sulphur (S) by the instrumental method. **European Committee for Standardization**, 2020b.

CEN/TS. ISO 21640 - Solid recovered fuels - Specifications and classes. **European Committee for Standardization**, 2021a.

CEN/TS. EN ISO 21644 - Solid recovered fuels - Methods for the determination of biomass content. **European Committee for Standardization**, 2021b.

CEN/TS. EN ISO 21660-3 - Solid recovered fuels - Determination of moisture content using the oven dry method - Part 3: Moisture in general analysis sample. **European Committee for Standardization**, 2021c.

CEN/TS. EN ISO 21656 - Solid recovered fuels - Determination of ash content. **European Committee for Standardization**, 2021d.

CEN/TS. EN ISO 21654 - Solid recovered fuels - Determination of calorific value. **European Committee for Standardization**, 2021e.

CEN/TS. EN ISO 21645 - Solid recovered fuels - Methods for sampling. **European Committee for Standardization**, 2021f.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Consulta de processos. 2022. Disponível em: https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/cetesb/processo_consulta.asp. Acessado em: 25 out. 2022.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. PROCLIMA - Programa Estadual de Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo. Tradução de Glossário. 2023. **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/proclima/glossarios/traducao-de-glossario/>. Acessado em: 1 jan. 2023.

CEWEP - CONFEDERATION OF EUROPEAN WASTE ENERGY PLANTS. Waste-to-Energy Plants in Europe in 2019. 2022. **Confederation of European Waste Energy Plants - CEWEP**. Disponível em: <https://www.cewep.eu/waste-to-energy-plants-in-europe-in-2019/>. Acessado em: 18 set. 2022.

CHANG, Y.-H.; CHEN, W. C.; CHANG, N.-B. Comparative evaluation of RDF and MSW incineration. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 58, p. 33–45, 1998.

CHAVANDO, J. A. M.; SILVA, V. B.; TARELHO, L. A. C.; CARDOSO, J. S.; EUSÉBIO, D. Snapshot review of refuse-derived fuels. **Utilities Policy**, vol. 74, 1 fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2021.101316>.

CHAVES, G. de L. D.; SIMAN, R. R.; CHANG, N. Bin. Policy analysis for sustainable refuse-derived fuel production in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, vol. 294, 20 abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126344>.

CHAVES, G.; SIMAN, R. R.; RIBEIRO, G. M.; CHANG, N. Bin. Synergizing environmental, social, and economic sustainability factors for refuse derived fuel use in cement industry: A case study in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, vol. 288, 15 jun. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112401>.

CHAVES, G. de L. D.; SIMAN, R. R.; RIBEIRO GLAYDSTON MATTOS; CHANG, N.-B. The Potential of Refuse-Derived Fuel Production in Reducing the Environmental Footprint of the Cement Industry. **Environmental Footprints of Recycled Products**. 2022. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-16-8426-5_2. Acessado em: 31 out. 2022.

CHEELA, V. R. S.; JOHN, M.; DUBEY, B. Quantitative determination of energy potential of refuse derived fuel from the waste recovered from Indian landfill. **Sustainable Environment Research**, vol. 31, nº 1, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00097-5>.

CHEN, C.; JIN, Y. Q.; YAN, J. H.; CHI, Y. Simulation of municipal solid waste gasification in two different types of fixed bed reactors. 103., jan. 2013. **Fuel**. Jan. 2013. vol. 103, p. 58–63. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.06.075>.

CHEN, S.; MENG, A.; LONG, Y.; ZHOU, H.; LI, Q.; ZHANG, Y. TGA pyrolysis and gasification of combustible municipal solid waste. **Journal of the Energy Institute**, vol. 88, nº 3, p. 332–343, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2014.07.007>.

CHEN, X.; XIE, J.; MEI, S.; HE, F.; YANG, H. RDF pyrolysis by TG-FTIR and Py-GC/MS and combustion in a double furnaces reactor. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, vol. 136, nº 2, p. 893–902, 30 abr. 2019. <https://doi.org/10.1007/s10973-018-7694-9>.

CHEN, B.; KOZIEL, J. A.; BIAŁOWIEC, A.; LEE, M.; MA, H.; LI, P.; MEIRKHANULY, Z.; BROWN, R. C. The impact of surficial biochar treatment on acute h2 s emissions during swine manure agitation before pump-out: Proof-of-the-concept. **Catalysts**, vol. 10, nº 8, 1 ago. 2020. <https://doi.org/10.3390/catal10080940>.

CHOI, Y. S.; HAN, S.; KIM, S. J.; CHOI, H. S. Characterization of Korean solid recovered fuels (SRFs): An analysis and comparison of SRFs. **Waste Management & Research**, vol. 30, nº 4, p. 442–449, 2012. <https://doi.org/10.1177/0734242X12441239>.

CHRISTENSEN, T. H.; GENTIL, E.; BOLDRIN, A.; LARSEN, A. W.; WEIDEMA, B. P.; HAUSCHILD, M. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management and Research**, vol. 27, nº 8, p. 707–715, 2009a. <https://doi.org/10.1177/0734242X08096304>.

CHRISTENSEN, T. H.; SIMION, F.; TONINI, D.; MØLLER, J. Global warming factors modelled for 40 generic municipal waste management scenarios. **Waste Management and Research**, vol. 27, nº 9, p. 871–884, nov. 2009b. <https://doi.org/10.1177/0734242X09350333>.

CIMPAN, C.; WENZEL, H. Energy implications of mechanical and mechanical-biological treatment compared to direct waste-to-energy. **Waste Management**, vol. 33, nº 7, p. 1648–1658, jul. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.026>.

CIMPAN, C.; MAUL, A.; JANSEN, M.; PRETZ, T.; WENZEL, H. Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. **Journal of Environmental Management**, vol. 156, p. 181–199, 1 jun. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.025>.

CLIMATE WATCH DATA. Historical GHG emissions. 2023. **Climate Watch Data**. Disponível em: https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions?breakBy=sector&end_year=2020&start_year=1990. Acessado em: 17 set. 2023.

COELHO, S. T.; SANCHES-PEREIRA, A.; TUDESCHINI, L. G.; GOLDEMBERG, J. The energy transition history of fuelwood replacement for liquefied petroleum gas in Brazilian households from 1920 to 2016. **Energy Policy**, vol. 123, p. 41–52, 1 dez. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.08.041>.

COLE, C.; GNANAPRAGASAM, A.; SINGH, J.; COOPER, T. Enhancing Reuse and Resource Recovery of Electrical and Electronic Equipment with Reverse Logistics to Meet Carbon Reduction Targets. 69., 2018. **Procedia CIRP** [...]. [S. l.]: Elsevier B.V., 2018. vol. 69, p. 980–985. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.019>.

COLVERO, D. A.; GOMES, A. P. D.; TARELHO, L. A. da C.; MATOS, M. A. A. de. Municipal solid waste in Goiás (Brazil): current scenario and projections for the future. **Journal of Sedimentary Environments**, vol. 2, n° 3, p. 236–249, 2017. <https://doi.org/10.12957/jse.2017.31131>.

COMISSÃO EUROPEIA. Directiva 94/62/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de Dezembro de 1994, relativa a embalagens e resíduos de embalagens. 1994. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/ALL/?uri=CELEX:31994L0062>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMISSÃO EUROPEIA. Directiva 2000/76/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 4 de Dezembro de 2000, relativa à incineração de resíduos. 2000a. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/pt/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0076>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMISSÃO EUROPEIA. 2000/532/CE: Decisão da Comissão, de 3 de Maio de 2000, que substitui a Decisão 94/3/CE, que estabelece uma lista de resíduos em conformidade com a alínea a) do artigo 1.º da Directiva 75/442/CEE do Conselho relativa aos resíduos, e a Decisão 94/904/CE do Conselho, que estabelece uma lista de resíduos perigosos em conformidade com o n° 4 do artigo 1º da Directiva 91/689/CEE do Conselho relativa aos resíduos perigosos. 2000b. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32000D0532>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMISSÃO EUROPEIA. Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas directivas. 2008. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:32008L0098>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMISSÃO EUROPEIA. Diretiva (UE) 2018/850 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de maio de 2018, que altera a Diretiva 1999/31/CE relativa à deposição de resíduos em aterros. 2018a. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0850>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMISSÃO EUROPEIA. Diretiva (UE) 2018/851 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de maio de 2018, que altera a Diretiva 2008/98/CE relativa aos resíduos. 2018b. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0851>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMISSÃO EUROPEIA. Pacto Ecológico Europeu. 2019. **Comissão Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:52019DC0640&from=EN>. Acessado em: 18 set. 2022.

COMUNIDADE EUROPEIA. Directiva 2006/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de Abril de 2006, relativa aos resíduos. 2006. **Comunidade Europeia**. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:32006L0012>. Acessado em: 18 set. 2022.

CONESA, J. A.; REY, L. Thermogravimetric and kinetic analysis of the decomposition of solid recovered fuel from municipal solid waste. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, vol. 120, nº 2, p. 1233–1240, 1 maio 2015. <https://doi.org/10.1007/s10973-015-4396-4>.

CONSONNI, S.; VIGANÒ, F. Waste gasification vs. conventional Waste-To-Energy: A comparative evaluation of two commercial technologies. **Waste Management**, vol. 32, nº 4, p. 653–666, abr. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.019>.

CORTÉS, S.; ARANGO LONDOÑO, A. Energías renovables en Colombia - una aproximación desde la economía. **Revista Ciencias Estratégicas**, vol. 25, nº 38, p. 375–390, 2017. <https://doi.org/rces.v25n38.a7>.

COSTA, I. M.; FERREIRA DIAS, M. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. 6., 1 fev. 2020. **Energy Reports** [...]. [S. l.]: Elsevier Ltd, 1 fev. 2020. vol. 6, p. 878–884. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2019.11.033>.

CREMONEZ, P. A.; FEROLDI, M.; NADALETI, W. C.; ROSSI, E. de; FEIDEN, A.; CAMARGO, M. P. de; CREMONEZ, F. E.; KLAJN, F. F. Biodiesel production in Brazil: Current scenario and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 42, p. 415–428, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.004>.

CUIPING, L.; CHUANGZHI, W.; YANYONGJIE; HAITAO, H. Chemical elemental characteristics of biomass fuels in China. **Biomass and Bioenergy**, vol. 27, nº 2, p. 119–130, ago. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.01.002>.

CURTIS, A.; ADAM, J.; POMBERGER, R.; SARC, R. Grain size-related characterization of various non-hazardous municipal and commercial waste for solid recovered fuel (SRF) production. **Detritus**, vol. 7, nº September, p. 55–67, 1 set. 2019. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13847>.

DANIAS, P.; LIODAKIS, S. Characterization of Refuse Derived Fuel Using Thermogravimetric Analysis and Chemometric Techniques. **Journal of Analytical Chemistry**, vol. 73, n° 4, p. 351–357, 1 abr. 2018. <https://doi.org/10.1134/S106193481804010X>.

DAOUK, E.; SANI, R.; PHAM MINH, D.; NZIHOU, A. Thermo-conversion of Solid Recovered Fuels under inert and oxidative atmospheres: Gas composition and chlorine distribution. **Fuel**, vol. 225, p. 54–61, 1 ago. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.03.136>.

DĘBICKA, M.; ZYGADŁO, M.; LATOSIŃSKA, J. The effectiveness of biodrying waste treatment in full scale reactor. **Open Chemistry**, vol. 15, n° 1, p. 67–74, 1 jan. 2017. <https://doi.org/10.1515/chem-2017-0009>.

DI LONARDO, M. C.; FRANZESE, M.; COSTA, G.; GAVASCI, R.; LOMBARDI, F. The application of SRF vs. RDF classification and specifications to the material flows of two mechanical-biological treatment plants of Rome: Comparison and implications. **Waste Management**, vol. 47, p. 195–205, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.018>.

DI MARIA, F.; MICALÉ, C.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; MARIONNI, M. Urban mining: Quality and quantity of recyclable and recoverable material mechanically and physically extractable from residual waste. **Waste Management**, vol. 33, n° 12, p. 2594–2599, dez. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.008>.

DI MARIA, F.; MICALÉ, C. A holistic life cycle analysis of waste management scenarios at increasing source segregation intensity: The case of an Italian urban area. **Waste Management**, vol. 34, n° 11, p. 2382–2392, 1 nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.007>.

DI MARIA, F.; SISANI, F.; CONTINI, S.; GHOSH, S. K.; MERSKY, R. L. Is the policy of the European Union in waste management sustainable? An assessment of the Italian context. **Waste Management**, vol. 103, p. 437–448, 15 fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.005>.

DOLLA, T.; LAISHRAM, B. Effect of energy from waste technologies on the risk profile of public-private partnership waste treatment projects of India. **Journal of Cleaner Production**, vol. 284, 15 fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124726>.

DONOVAN, S. M.; BATESON, T.; GRONOW, J. R.; VOULVOULIS, N. Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. **Science of the Total Environment**, vol. 408, n° 8, p. 1979–1984, 15 mar. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.12.011>.

DUAN, F.; LIU, J.; CHYANG, C. S.; HU, C. H.; TSO, J. Combustion behavior and pollutant emission characteristics of RDF (refuse derived fuel) and sawdust in a vortexing fluidized bed

combustor. **Energy**, vol. 57, p. 421–426, 1 ago. 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.04.070>.

DUCOM, G.; GAUTIER, M.; PIETRACCINI, M.; TAGUTCHOU, J. P.; LEBOUIL, D.; GOURDON, R. Comparative analyses of three olive mill solid residues from different countries and processes for energy recovery by gasification. **Renewable Energy**, vol. 145, p. 180–189, 1 jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.116>.

EFIKA, E. C.; ONWUDILI, J. A.; WILLIAMS, P. T. Products from the high temperature pyrolysis of RDF at slow and rapid heating rates. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, vol. 112, p. 14–22, 1 mar. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.004>.

EIA - UNITED STATES ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION -. Biomass explained - waste-to-energy (municipal solid waste). 2021. **U. S. Energy Information Administration - EIA**. Disponível em: <https://www.eia.gov/energyexplained/biomass/waste-to-energy.php>. Acessado em: 18 set. 2022.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Completando a figura: como a economia circular ajuda a enfrentar as mudanças climáticas. , p. 1–62, 2019. Disponível em: <https://emf.thirdlight.com/link/dcijanpohgkd-oblthh/@/preview/1>. Acessado em: 18 set. 2022.

ELMNIFI, M.; AMHAMED, M.; ABDELWANIS, N.; IMRAYED, O. WASTE-TO-ENERGY POTENTIAL IN TRIPOLI CITY-LIBYA. **Environment & Ecosystem Science**, vol. 2, nº 1, p. 01–03, 1 jan. 2018. <https://doi.org/10.26480/ees.01.2018.01.03>.

EL-SALAMONY, A. L. H. R.; MAHMOUD, H. M.; SHEHATA, N. Enhancing the efficiency of a cement plant kiln using modified alternative fuel. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, vol. 14, 1 dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100310>.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Resource Conservation and Recovery Act - RCRA: orientation manual 2014. 2014. **U.S. Environmental Protection Agency - EPA**. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/rom.pdf>. Acessado em: 18 set. 2022.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Energy Recovery from the Combustion of Municipal Solid Waste (MSW). 2022. **Sustainable Materials Management**. Disponível em: <https://www.epa.gov/smm/energy-recovery-combustion-municipal-solid-waste-msw>. Acessado em: 20 maio 2022.

ESTADO DE MINAS GERAIS. Ouvidoria-Geral do Estado de Minas Gerais. 2021. Disponível em: <https://www.ouvidoriageral.mg.gov.br>. Acessado em: 24 set. 2021.

ESTADO DE SÃO PAULO. Resolução SIMA nº 47 de 06 de agosto de 2020: Estabelece diretrizes e condições para o licenciamento de unidades de preparo de Combustível Derivado de Resíduos Sólidos - CDR e da atividade de recuperação de energia proveniente do uso de CDR. 2020. **Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente - SIMA**. Disponível em:

[http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_resolucoes/Resol-SIMA-047-](http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_resolucoes/Resol-SIMA-047-2020_Licenciamento_Unidades_Preparo_Combustivel_Derivado_Residuos_Solidos_(CDR)_Revoga_Resol75-08.pdf)

[2020_Licenciamento_Unidades_Preparo_Combustivel_Derivado_Residuos_Solidos_\(CDR\)_Revoga_Resol75-08.pdf](http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_resolucoes/Resol-SIMA-047-2020_Licenciamento_Unidades_Preparo_Combustivel_Derivado_Residuos_Solidos_(CDR)_Revoga_Resol75-08.pdf). Acessado em: 17 set. 2022.

ESTRATÉGIA ODS. O que são ODS? 2023. **Estratégia ODS**. Disponível em:

<https://www.estrategiaods.org.br/o-que-sao-os-ods/>. Acessado em: 20 ago. 2023.

EUROPEAN COMMISSION. Renewable energy directive. 2022. **European Commission**.

Disponível em: https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/renewable-energy-directive-targets-and-rules/renewable-energy-directive_en. Acessado em: 18 set. 2022.

EUROSTAT. Municipal waste statistics. 2022. **EUROSTAT**. Disponível em:

https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment. Acessado em: 17 set. 2022.

FAIRLEY, P. The complex web behind the siting of power plants. **Nature**, vol. 551, p. S150–S152, 2017.

FANG, D.; HE, F.; XIE, J. Pyrolysis characteristics and mechanism of hydrocarbon compounds for RDF. **Fullerenes Nanotubes and Carbon Nanostructures**, vol. 29, nº 1, p. 13–20, 2020. <https://doi.org/10.1080/1536383X.2020.1803287>.

FARIA, F. A. M. de; JARAMILLO, P.; SAWAKUCHI, H. O.; RICHEY, J. E.; BARROS, N. Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. **Environmental Research Letters**, vol. 10, nº 12, 17 dez. 2015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124019>.

FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. M.; GRINDLAY, A. L.; SERRANO-BERNARDO, F.; RODRÍGUEZ-ROJAS, M. I.; ZAMORANO, M. Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. **Waste Management**, vol. 67, p. 360–374, 1 set. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.003>.

FERREIRA, C. R. N.; INFIESTA, L. R.; MONTEIRO, V. A. L.; STARLING, M. C. V. M.; DA SILVA JÚNIOR, W. M.; BORGES, V. L.; CARVALHO, S. R.; TROVÓ, A. G. Gasification of municipal refuse-derived fuel as an alternative to waste disposal: Process

efficiency and thermochemical analysis. **Process Safety and Environmental Protection**, vol. 149, p. 885–893, 1 maio 2021. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.03.041>.

FERRONATO, N.; CALLE MENDOZA, I. J.; MARCONI SIÑANI, N. G.; GORRITTY PORTILLO, M. A.; TORRETTA, V. Perspectives in solid recovered fuel production in Bolivia: Analysis of characteristics and potential benefits. **Waste Management**, vol. 144, p. 324–335, 1 maio 2022. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.010>.

FLAMME, S.; GEIPING, J. Quality standards and requirements for solid recovered fuels: A review. **Waste Management & Research**, vol. 30, n° 4, p. 335–353, 2012. <https://doi.org/10.1177/0734242X12440481>.

FREITAS, F. F.; DE SOUZA, S. S.; FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; ALESSIO, F. J.; DE SOUZA, S. N. M.; VENTURINI, O. J.; ANDO JUNIOR, O. H. The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 101, p. 146–157, 1 mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.11.007>.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. **Waste Management**, vol. 25, n° 8, p. 799–810, out. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.018>.

FRIEDLINGSTEIN, P.; O’SULLIVAN, M.; JONES, M. W.; ANDREW, R. M.; GREGOR, L.; HAUCK, J.; LE QUÉRÉ, C.; LUIJKX, I. T.; OLSEN, A.; PETERS, G. P.; PETERS, W.; PONGRATZ, J.; SCHWINGSHACKL, C.; SITCH, S.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; ALIN, S. R.; ALKAMA, R.; ... ZHENG, B. Global Carbon Budget 2022. **Earth System Science Data**, vol. 14, n° 11, p. 4811–4900, 11 nov. 2022. <https://doi.org/10.5194/essd-14-4811-2022>.

FYFFE, J. R.; BRECKEL, A. C.; TOWNSEND, A. K.; WEBBER, M. E. Use of MRF residue as alternative fuel in cement production. **Waste Management**, vol. 47, p. 276–284, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.038>.

GADALETA, G.; DE GISI, S.; TODARO, F.; NOTARNICOLA, M. Environmental Comparison of Different Mechanical–Biological Treatment Plants by Combining Life Cycle Assessment and Material Flow Analysis. **Clean Technologies**, vol. 4, n° 2, p. 380–394, 1 jun. 2022. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4020023>.

GALLARDO, A.; CARLOS, M.; BOVEA, M. D.; COLOMER, F. J.; ALBARRÁN, F. Analysis of refuse-derived fuel from the municipal solid waste reject fraction and its compliance with quality standards. **Journal of Cleaner Production**, vol. 83, p. 118–125, 15 nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.085>.

GARG, A.; SMITH, R.; HILL, D.; SIMMS, N.; POLLARD, S. Wastes as co-fuels: The policy framework for solid recovered fuel (SRF) in Europe, with UK implications. **Environmental Science and Technology**, vol. 41, n° 14, p. 4868–4874, 15 jul. 2007. <https://doi.org/10.1021/es062163e>.

GERASSIMIDOU, S.; VELIS, C. A.; WILLIAMS, P. T.; KOMILIS, D. Characterisation and composition identification of waste-derived fuels obtained from municipal solid waste using thermogravimetry: A review. **Waste Management and Research**, vol. 38, n° 9, p. 942–965, 1 set. 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242X20941085>.

GERASSIMIDOU, S.; VELIS, C. A.; WILLIAMS, P. T.; CASTALDI, M. J.; BLACK, L.; KOMILIS, D. Chlorine in waste-derived solid recovered fuel (SRF), co-combusted in cement kilns: A systematic review of sources, reactions, fate and implications. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, vol. 51, n° 2, p. 140–186, 2021. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1717298>.

GHOLIZADE, A.; ASADOLLAHFARDI, G. Comparison of energy produced from waste by removing its different components: A case study of the waste landfill in Tehran. **Environmental Quality Management**, vol. 29, n° 2, p. 169–176, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1002/tqem.21671>.

GIOANNIS, G.; MUNTONI, A.; CAPPAL, G.; MILIA, S. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. **Waste Management**, vol. 29, n° 3, p. 1026–1034, mar. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.016>.

GLUSHKOV, D.; PAUSHKINA, K.; SHABARDIN, D.; STRIZHAK, P.; GUTAREVA, N. Municipal solid waste recycling by burning it as part of composite fuel with energy generation. **Journal of Environmental Management**, vol. 231, p. 896–904, 1 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.067>.

GLUSHKOV, D.; KUZNETSOV, G.; PAUSHKINA, K. Switching coal-fired thermal power plant to composite fuel for recovering industrial and municipal waste: Combustion characteristics, emissions, and economic effect. **Energies**, vol. 13, n° 1, 4 jan. 2020. <https://doi.org/10.3390/en13010259>.

GOMES, G. M. F.; VILELA, A. C. F.; ZEN, L. D.; OSÓRIO, E. Aspects for a cleaner production approach for coal and biomass use as a decentralized energy source in southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, vol. 47, p. 85–95, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.09.037>.

GOMES, L. E. B.; HENKES, J. A. Análise da energia eólica no cenário elétrico: aspectos gerais e indicadores de viabilidade econômica. **Revista Gestão & Sustentabilidade**

Ambiental, vol. 3, nº 2, p. 463, 11 nov. 2014. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v3e22014463-482>.

GOMES, S.; WEIRICH NETO, P. H.; DA SILVA, D. A.; ANTUNES, S. R. M.; ROCHA, C. H. Potencial energético de resíduos sólidos domiciliares do município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 22, nº 6, p. 1197–1202, 1 nov. 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017143432>.

GÓMEZ, C. R.; ARANGO-ARAMBURO, S.; LARSEN, E. R. Construction of a Chilean energy matrix portraying energy source substitution: A system dynamics approach. **Journal of Cleaner Production**, vol. 162, p. 903–913, 20 set. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.111>.

GONÇALVES, F. A.; SANTOS, E. S. dos; MACEDO, G. R. de. Use of cultivars of low cost, agroindustrial and urban waste in the production of cellulosic ethanol in Brazil: A proposal to utilization of microdistillery. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 50, p. 1287–1303, 15 jun. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.047>.

GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco**. Recife: Governo do Estado de Pernambuco, 2012. Disponível em: www.semas.pe.gov.br.

GRAMMELIS, P.; BASINAS, P.; MALLIOPOULOU, A.; SAKELLAROPOULOS, G. Pyrolysis kinetics and combustion characteristics of waste recovered fuels. **Fuel**, vol. 88, nº 1, p. 195–205, jan. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2008.02.002>.

GROB, G. R. Importance of ISO and IEC international energy standards and a new total approach to energy statistics and forecasting. **Applied Energy**, vol. 76, nº 1–3, p. 39–54, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(03\)00045-X](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(03)00045-X).

GROSSO, M.; DELLAVEDOVA, S.; RIGAMONTI, L.; SCOTTI, S. Case study of an MBT plant producing SRF for cement kiln co-combustion, coupled with a bioreactor landfill for process residues. **Waste Management**, vol. 47, p. 267–275, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.017>.

GUEDES, F. L. **Análises do ciclo de vida e emissões de gases na produção e uso de combustível derivado de resíduos sólidos urbanos em Paulista-PE, Brasil**. 2022. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.

GÜERECA, L. P.; TORRES, N.; JUÁREZ-LÓPEZ, C. R. The co-processing of municipal waste in a cement kiln in Mexico. A life-cycle assessment approach. **Journal of Cleaner Production**, vol. 107, p. 741–748, 16 nov. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.085>.

GUSMÃO CAIADO, R. G.; LEAL FILHO, W.; QUELHAS, O. L. G.; LUIZ DE MATTOS NASCIMENTO, D.; ÁVILA, L. V. A literature-based review on potentials and constraints in the implementation of the sustainable development goals. **Journal of Cleaner Production**, vol. 198, p. 1276–1288, 10 out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.102>.

HAAF, M.; ANANTHARAMAN, R.; ROUSSANALY, S.; STRÖHLE, J.; EPPLE, B. CO₂ capture from waste-to-energy plants: Techno-economic assessment of novel integration concepts of calcium looping technology. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 162, 1 nov. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104973>.

HABIB, M. A.; AHMED, M. M.; AZIZ, M.; BEG, M. R. A.; HOQUE, M. E. Municipal solid waste management and waste-to-energy potential from rajshahi city corporation in bangladesh. **Applied Sciences (Switzerland)**, vol. 11, nº 9, 1 maio 2021. <https://doi.org/10.3390/app11093744>.

HAMMED, T. B.; WANDIGA, S. O.; MULUGETTA, Y.; SRIDHAR, M. K. C. Improving knowledge and practices of mitigating greenhouse gas emission through waste recycling in a community, Ibadan, Nigeria. **Waste Management**, vol. 81, p. 22–32, 1 nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.044>.

HAN, J.; HUANG, Z.; QIN, L.; CHEN, W.; ZHAO, B.; XING, F. Refused derived fuel from municipal solid waste used as an alternative fuel during the iron ore sinter process. **Journal of Cleaner Production**, vol. 278, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123594>.

HASHEM, F. S.; RAZEK, T. A.; MASHOUT, H. A. Rubber and plastic wastes as alternative refused fuel in cement industry. **Construction and Building Materials**, vol. 212, p. 275–282, 10 jul. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.316>.

HEMIDAT, S.; SAIDAN, M.; AL-ZU'BI, S.; IRSHIDAT, M.; NASSOUR, A.; NELLES, M. Potential utilization of RDF as an alternative fuel to be used in cement industry in Jordan. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 11, nº 20, 1 out. 2019. <https://doi.org/10.3390/su11205819>.

HERNANDEZ-ATONAL, F. D.; RYU, C.; SHARIFI, V. N.; SWITENBANK, J. Combustion of refuse-derived fuel in a fluidised bed. **Chemical Engineering Science**, vol. 62, nº 1–2, p. 627–635, jan. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2006.09.025>.

HERVY, M.; REMY, D.; DUFOUR, A.; MAUVIEL, G. Air-blown gasification of Solid Recovered Fuels (SRFs) in lab-scale bubbling fluidized-bed: Influence of the operating conditions and of the SRF composition. **Energy Conversion and Management**, vol. 181, p. 584–592, 1 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.12.052>.

HILBER, T.; MAIER, J.; SCHEFFKNECHT, G.; AGRANIOTIS, M.; GRAMMELIS, P.; KAKARAS, E.; GLORIUS, T.; BECKER, U.; DERICH, W.; SCHIFFER, H. P.; DE JONG,

M.; TORRI, L. Advantages and possibilities of solid recovered fuel cocombustion in the European energy sector. **Journal of the Air and Waste Management Association**, vol. 57, nº 10, p. 1178–1189, 2007. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.10.1178>.

HOSSAINI, R.; CHIPPERFIELD, M. P.; MONTZKA, S. A.; LEESON, A. A.; DHOMSE, S. S.; PYLE, J. A. The increasing threat to stratospheric ozone from dichloromethane. **Nature Communications**, vol. 8, 27 jun. 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms15962>.

HWANG, I. H.; KOBAYASHI, J.; KAWAMOTO, K. Characterization of products obtained from pyrolysis and steam gasification of wood waste, RDF, and RPF. **Waste Management**, vol. 34, nº 2, p. 402–410, fev. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.009>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo 2022 - Divulgação de resultados. 2022. **Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia**. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/etapas/divulgacao-dos-resultados.html>. Acessado em: 3 jul. 2023.

IEMA – INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **Inventário de emissões atmosféricas em usinas termelétricas: geração de eletricidade, emissões e lista de empresas proprietárias das termelétricas a combustíveis fósseis e de serviço público do Sistema Interligado Nacional (ano-base 2020)**. 2022. Disponível em: https://energiaeambiente.org.br/wp-content/uploads/2022/07/IEMA_inventariotermeletricas_2022.pdf. Acessado em: 12 dez. 2022.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Dados abertos do IBAMA. 2022. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA**. Disponível em: <https://dadosabertos.ibama.gov.br>. Acessado em: 9 dez. 2022.

IEA - INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. Renewables. 2019. **International Energy Agency - IEA**. Disponível em: <https://www.iea.org/fuels-and-technologies/renewables>. Acessado em: 18 set. 2022.

IEA - INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. Word Energy Balances. 2022. **International Energy Agency - IEA**. Disponível em: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-product/world-energy-balances>. Acessado em: 17 set. 2022.

INEA - INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. Consulta de processos. [s. d.]. 2022. Disponível em: <https://www.inea.rj.gov.br/inea-licenciamento-pos-licenca-e-fiscalizacao/consultar-processo/>. Acessado em: 25 set. 2023.

INFIESTA, L. R.; FERREIRA, C. R. N.; TROVÓ, A. G.; BORGES, V. L.; CARVALHO, S. R. Design of an industrial solid waste processing line to produce refuse-derived fuel. **Journal**

of **Environmental Management**, vol. 236, p. 715–719, 15 abr. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.017>.

ISAAC, K.; BADA, S. O. The co-combustion performance and reaction kinetics of refuse derived fuels with South African high ash coal. **Heliyon**, vol. 6, n° 1, 1 jan. 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03309>.

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 Reviews**, vol. 81, p. 2472–2486, 1 jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.053>.

ISWA – INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION. **Landfill operational guidelines**. 3ed. ISWA, 2019.

JAIN, S.; SHARMA, M. P. Power generation from MSW of Haridwar city: A feasibility study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 15, n° 1, p. 69–90, 2011.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.09.007>.

JEWIARZ, M.; MUDRYK, K.; WRÓBEL, M.; FRACZEK, J.; DZIEDZIC, K. Parameters affecting RDF-based pellet quality. **Energies**, vol. 13, n° 4, 2020.
<https://doi.org/10.3390/en13040910>.

JIMENEZ, A. C. M.; NORDI, G. H.; PALACIOS BERECHÉ, M. C.; BERECHÉ, R. P.; GALLEGÓ, A. G.; NEBRA, S. A. Evaluation of two different alternatives of energy recovery from municipal solid waste in Brazil. **Waste Management and Research**, vol. 35, n° 11, p. 1137–1148, 1 nov. 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X17728123>.

JIMENEZ, A. M.; C.; BERECHÉ, R. P.; NEBRA, S. Three municipal solid waste gasification technologies analysis for electrical energy generation in Brazil. **Waste Management and Research**, vol. 37, n° 6, p. 631–642, 1 jun. 2019. <https://doi.org/10.1177/0734242X19841126>.

JO, M. H.; LEE, B. J.; LEE, J. Y. Effect of modified mechanical treatment facilities on SRF yield in Korea. **Environmental and Climate Technologies**, vol. 12, n° 1, p. 47–53, 2013.
<https://doi.org/10.2478/rtuect-2013-0016>.

KARA, M.; GÜNAY, E.; TABAK, Y.; DURGUT, U.; YILDIZ, Ş.; ENÇ, V. Development of refuse derived fuel for cement factories in Turkey. **Combustion Science and Technology**, vol. 183, n° 3, p. 203–219, mar. 2010. <https://doi.org/10.1080/00102202.2010.512580>.

KARA, M. Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 68, p. 21–28, nov. 2012.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.06.011>.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a Waste 2.0 - A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington: World Bank, 2018. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>.

KHAN, A. H.; LÓPEZ-MALDONADO, E. A.; ALAM, S. S.; KHAN, N. A.; LÓPEZ, J. R. L.; HERRERA, P. F. M.; ABUTALEB, A.; AHMED, S.; SINGH, L. Municipal solid waste generation and the current state of waste-to-energy potential: State of art review. **Energy Conversion and Management**, vol. 267, 1 set. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115905>.

KOMILIS, D.; EVANGELOU, A.; GIANNAKIS, G.; LYMPERIS, C. Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. **Waste Management**, vol. 32, n° 3, p. 372–381, mar. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.034>.

KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, vol. 143, p. 37–46, 1 jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>.

KULHAWIK, K. Direct landfill disposal versus Mechanical Biological Treatment (MBT). **Ochrona Srodowiska i Zasobow Naturalnych**, vol. 27, n° 3, p. 19–23, 1 set. 2016. <https://doi.org/10.1515/OSZN-2016-0015>.

KUNDARIYA, N.; MOHANTY, S. S.; VARJANI, S.; HAO NGO, H.; W. C. WONG, J.; TAHERZADEH, M. J.; CHANG, J. S.; YONG NG, H.; KIM, S. H.; BUI, X. T. A review on integrated approaches for municipal solid waste for environmental and economical relevance: Monitoring tools, technologies, and strategic innovations. **Bioresource Technology**, vol. 342, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125982>.

KUSPANGALIYEVA, B.; SULEIMENOVA, B.; SHAH, D.; SARBASSOV, Y. Thermogravimetric study of refuse derived fuel produced from municipal solid waste of Kazakhstan. **Applied Sciences (Switzerland)**, vol. 11, n° 3, p. 1–13, 1 fev. 2021a. <https://doi.org/10.3390/app11031219>.

LAMAS, W. D. Q.; PALAU, J. C. F.; CAMARGO, J. R. de. Waste materials co-processing in cement industry: Ecological efficiency of waste reuse. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 19, p. 200–207, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.015>.

LANGNER, E.; KALTENMORGEN, J.; HEINZE, C.; STRÖHLE, J.; EPPLER, B. Fluidized bed gasification of solid recovered fuels in a 500 kWth pilot plant. **Fuel**, vol. 344, 15 jul. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.127901>.

LEE, S. Y.; ALAM, M. T.; HAN, G. H.; CHOI, D. H.; PARK, S. W. Gasification applicability of korean municipal waste derived solid fuel: A comparative study. **Processes**, vol. 8, nº 11, p. 1–15, 1 nov. 2020. <https://doi.org/10.3390/pr8111375>.

LEIKAM, K.; STEGMANN, R. Influence of mechanical-biological pretreatment of municipal solid waste on landfill behaviour. **Waste Management & Research**, vol. 17, p. 424–429, 1999.

LEITE, D. B.; SOUZA, Ê. P. de. Tendências do cenário energético brasileiro: a energia de fonte eólica e o “olhar” dos atingidos. **Ciência e Natura**, vol. 17, nº 4, p. 243–250, 2015. <https://doi.org/105902/2179460X17322>.

LEITOL, C.; GYÖRFI, A.; KISS, T. The correlations of the particle size, calorific value, moisture- and ash content of waste derived fuel, and examination of its heavy metal content. **Analecta Technica Szegedinensia**, vol. 14, nº 1, p. 109–117, 8 jun. 2020. <https://doi.org/10.14232/analecta.2020.1.109-117>.

LEME, M. M. V.; ROCHA, M. H.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.; LOPES, B. M.; FERREIRA, C. H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 87, p. 8–20, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003>.

LI, Y.; WANG, H.; LI, R.; CHI, Y. Thermogravimetric analysis on the combustion characteristics of refuse-derived fuel under an oxygen-enriched atmosphere. **Biofuels**, vol. 6, nº 3–4, p. 217–222, 4 jul. 2015. <https://doi.org/10.1080/17597269.2015.1078562>.

LIEDMANN, B.; WIRTZ, S.; SCHERER, V.; KRÜGER, B. Numerical Study on the Influence of Operational Settings on Refuse Derived Fuel Co-firing in Cement Rotary Kilns. 120., 2017. **Energy Procedia** [...]. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2017. vol. 120, p. 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.176>.

LIIKANEN, M.; HAVUKAINEN, J.; HUPPONEN, M.; HORTTANAINEN, M. Influence of different factors in the life cycle assessment of mixed municipal solid waste management systems – A comparison of case studies in Finland and China. **Journal of Cleaner Production**, vol. 154, p. 389–400, 15 jun. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.023>.

LIIKANEN, M.; HAVUKAINEN, J.; VIANA, E.; HORTTANAINEN, M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, vol. 196, p. 150–162, 20 set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.005>.

LIMA, P. D. M.; COLVERO, D. A.; GOMES, A. P.; WENZEL, H.; SCHALCH, V.; CIMPAN, C. Environmental assessment of existing and alternative options for management

of municipal solid waste in Brazil. **Waste Management**, vol. 78, p. 857–870, 1 ago. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007>.

LIMA, P. de M.; OLIVO, F.; PAULO, P. L.; SCHALCH, V.; CIMPAN, C. Life Cycle Assessment of prospective MSW management based on integrated management planning in Campo Grande, Brazil. **Waste Management**, vol. 90, p. 59–71, 1 maio 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.035>.

LOKAHITA, B.; KURNIAWAN, W.; AZIZ, M.; TAKAHASHI, F. Py-GC-MS of refuse materials in waste to energy point of view. 158., 2019. **Energy Procedia** [...]: Elsevier Ltd, 2019. vol. 158, p. 497–501. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.142>.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A. A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. **Waste Management**, vol. 37, p. 26–44, 1 mar. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.010>.

LONGO, S.; CELLURA, M.; GIRARDI, P. Life Cycle Assessment of electricity production from refuse derived fuel: A case study in Italy. **Science of the Total Environment**, vol. 738, 10 out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139719>.

LOPES, A. do C. P.; SENFETER, T.; EBNER, C.; SENN, M.; PILLEI, M.; KRAXNER, M.; ROBRA, S.; BOCKREIS, A. Separation of biodegradable material from the low calorific fraction of municipal solid waste. **Journal of Cleaner Production**, vol. 280, 20 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124681>.

LORBER, K. e.; SARC, R.; ALDRIAN, A. Design and quality assurance for solid recovered fuel. **Waste Management & Research**, vol. 30, n° 4, p. 370–380, 2012. <https://doi.org/10.1177/0734242X12440484>.

LU, R.; PURUSHOTHAMA, S.; YANG, X.; HYATT, J.; PAN, W.-P.; RILEY, J. T.; LLOYD, W. G. TG/FTIR/MS study of organic compounds evolved during the co-firing of coal and refuse-derived fuels. **Fuel Processing Technology**, vol. 59, p. 35–50, 1999.

LUCENA, A. F.; SANTOS, M. M. Brazil: a world energy superpower? Brasil: uma superpotência energética mundial? **Boletim Meridiano** 47, vol. 16, n° 152, 2015.

LUTTENBERGER, L. R. Waste management challenges in transition to circular economy – Case of Croatia. **Journal of Cleaner Production**, vol. 256, 20 maio 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120495>.

LUZ, F. C.; ROCHA, M. H.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.; ANDRADE, R. V.; LEME, M. M. V.; DEL OLMO, O. A. Techno-economic analysis of municipal solid waste

gasification for electricity generation in Brazil. **Energy Conversion and Management**, vol. 103, p. 321–337, 6 jul. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.06.074>.

MA, W.; HOFFMANN, G.; SCHIRMER, M.; CHEN, G.; ROTTER, V. S. Chlorine characterization and thermal behavior in MSW and RDF. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 178, n° 1–3, p. 489–498, jun. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.108>.

MA, W.; RAJPUT, G.; PAN, M.; LIN, F.; ZHONG, L.; CHEN, G. Pyrolysis of typical MSW components by Py-GC/MS and TG-FTIR. **Fuel**, vol. 251, p. 693–708, 1 set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.069>.

MALLICK, R.; V, P. Energy, exergy, economic and environmental (4-E) analyses of plasma gasification steam cycle integrated molten carbonate fuel cell for hydrogen and power co-generation based on residual waste feedstocks. **International Journal of Hydrogen Energy**, vol. 48, n° 45, p. 16971–16986, 26 maio 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.01.231>.

MANCINI, G.; TAMMA, R.; VIOTTI, P. Thermal process of fluff: Preliminary tests on a full-scale treatment plant. **Waste Management**, vol. 30, n° 8–9, p. 1670–1682, ago. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.037>.

MARQUES, T. E.; SANTIAGO, Y. C.; RENÓ, M. L. G.; MAYA, D. M. Y.; SPHAIER, L. A.; SHI, Y.; RATNER, A. Environmental and energetic evaluation of refuse-derived fuel gasification for electricity generation. **Processes**, vol. 9, n° 12, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.3390/pr9122255>.

MARSH, R.; GRIFFITHS, A. J.; WILLIAMS, K. P.; WILCOX, S. J. Physical and thermal properties of extruded refuse derived fuel. **Fuel Processing Technology**, vol. 88, n° 7, p. 701–706, jul. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2007.01.015>.

MARTIGNON, G. P. Trends in the use of solid recovered fuels. **IEA Bioenergy**, 2020.

MATEUS, M. M.; CECÍLIO, D.; FERNANDES, M. C.; NEIVA CORREIA, M. J. Refuse derived fuels as an immediate strategy for the energy transition, circular economy, and sustainability. **Business Strategy and the Environment**, 2023. <https://doi.org/10.1002/bse.3345>.

MILIČIĆ, J. Municipal waste management by hygienization technology. **Gradevinar**, vol. 64, p. 1–10, 2012. <https://doi.org/628.49.004.14:662.65>.

MINISTÈRE DA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES. Données et études statistiques - Waste generation and recycling: Extract from France's 2021 Environmental Performance Review. 2022. **Ministère da Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires**. Disponível em:

https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2022-08/18_waste_generation_and_recycling.pdf. Acessado em: 18 set. 2022.

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE. **Stratégie Française pour l'Énergie et le climat: Programmation Pluriannuelle de l'Énergie - 2019-2028**. [S. l.: s. n.], 2018. Disponível em: <https://www.ecologie.gouv.fr/programmations-pluriannuelles-lenergie-ppe>. Acessado em: 18 set. 2022.

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE. **Plan National de Gestion des Déchets**. 2019.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Preços de comércio exterior - importação e exportação. 2023. **Sistema de Informações Energéticas Brasil**. Disponível em: https://www.mme.gov.br/SIEBRASIL/consultas/visor_reportes_d3.aspx?oc=130&or=30176&ss=2&v=1. Acessado em: 26 abr. 2023.

MISKOLCZI, N.; BORSODI, N.; BUYONG, F.; ANGYAL, A.; WILLIAMS, P. T. Production of pyrolytic oils by catalytic pyrolysis of Malaysian refuse-derived fuels in continuously stirred batch reactor. **Fuel Processing Technology**, vol. 92, nº 5, p. 925–932, maio 2011. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2010.12.012>.

MONTEJO, C.; COSTA, C.; RAMOS, P.; MÁRQUEZ, M. D. C. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. **Applied Thermal Engineering**, vol. 31, nº 13, p. 2135–2140, set. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2011.03.041>.

MONTEJO, C.; TONINI, D.; MÁRQUEZ, M. del C.; FRUERGAAARD ASTRUP, T. Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. **Journal of Environmental Management**, vol. 128, p. 661–673, 15 out. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.063>.

MORAIS, J. A.; DUCOM, G.; ACHOUR, F.; ROUEZ, M.; BAYARD, R. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment. **Waste Management**, vol. 28, nº 10, p. 1791–1800, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.09.002>.

MOREIRA, J. M. M. Á. P. Potencial e participação das florestas na matriz energética. **Pesquisa Florestal Brasileira**, vol. 31, nº 68, p. 363–372, 26 dez. 2011. <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.68.363>.

MUJIARTO, S.; SUDARMANTA, B.; FANSURI, H.; RAHMAN, A. Comparative study of municipal solid waste fuel and refuse derived fuel in the gasification process using multi stage downdraft gasifier. **Automotive Experiences**, vol. 4, nº 2, p. 97–103, 2021. <https://doi.org/10.31603/ae.4625>.

MUKHERJEE, C.; DENNEY, J.; MBONIMPA, E. G.; SLAGLEY, J.; BHOWMIK, R. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 119, 1 mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>.

MÜNNICH, K.; MAHLER, C. F.; FRICKE, K. Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. **Waste Management**, vol. 26, nº 2, p. 150–157, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.022>.

NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. **Environmental Chemistry Letters**, vol. 19, nº 2, p. 1433–1456, 1 abr. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01100-y>.

NÁSNER, A. M. L.; LORA, E. E. S.; PALACIO, J. C. E.; ROCHA, M. H.; RESTREPO, J. C.; VENTURINI, O. J.; RATNER, A. Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plusTM modelling: Thermodynamic and economic viability. **Waste Management**, vol. 69, p. 187–201, 1 nov. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.006>.

NASRULLAH, M.; VAINIKKA, P.; HANNULA, J.; HURME, M.; KÄRKI, J. Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 3: Solid recovered fuel produced from municipal solid waste. **Waste Management and Research**, vol. 33, nº 2, p. 146–156, 6 fev. 2015. <https://doi.org/10.1177/0734242X14563375>.

NASRULLAH, M.; VAINIKKA, P.; HANNULA, J.; HURME, M.; OINAS, P. Elemental balance of SRF production process: Solid recovered fuel produced from municipal solid waste. **Waste Management and Research**, vol. 34, nº 1, p. 38–46, 1 jan. 2016. <https://doi.org/10.1177/0734242X15615697>.

NASRULLAH, M.; HURME, M.; OINAS, P.; HANNULA, J.; VAINIKKA, P. Influence of input waste feedstock on solid recovered fuel production in a mechanical treatment plant. **Fuel Processing Technology**, vol. 163, p. 35–44, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2017.03.034>.

NDC REGISTRY. **Intended Nationally Determined Contribution**. Brazil.: [s. n.], 2016. Disponível em: <https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Brazil%20First/BRAZIL%20iNDC%20english%20FINAL.pdf>. Acessado em: 18 set. 2022.

NEPAL, R.; JAMASB, T.; TISDELL, C. A. On environmental impacts of market-based reforms: Evidence from the European and Central Asian transition economies. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 73, p. 44–52, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.078>.

NITHIKUL, J.; KARTHIKEYAN, O. P.; VISVANATHAN, C. Reject management from a mechanical biological treatment plant in Bangkok, Thailand. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 55, nº 4, p. 417–422, fev. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.11.004>.

NIU, M.; HUANG, Y.; JIN, B.; WANG, X. Simulation of syngas production from municipal solid waste gasification in a bubbling fluidized bed using aspen plus. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, vol. 52, nº 42, p. 14768–14775, 23 out. 2013. <https://doi.org/10.1021/ie400026b>.

NOBRE, C.; ALVES, O.; LONGO, A.; VILARINHO, C.; GONÇALVES, M. Torrefaction and carbonization of refuse derived fuel: Char characterization and evaluation of gaseous and liquid emissions. **Bioresource Technology**, vol. 285, 1 ago. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121325>.

NOGUEIRA, C. E. C.; SOUZA, S. N. M. de; MICUANSKI, V. C.; AZEVEDO, R. L. Exploring possibilities of energy insertion from vinasse biogas in the energy matrix of Paraná State, Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 48, p. 300–305, 1 ago. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.023>.

O, N. C.; Hwang, C. J.; Ri, P. C.; Kim, C. H. Investigating effective waste-to-energy options from refuse-derived fuel resources. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Energy*, vol. 174, 1, p. 35–44, fev. 2021. <https://doi.org/10.1680/jener.19.00074>

ODS BRASIL. Objetivos de desenvolvimento sustentável: indicadores brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. 2023. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**.

ONS – OPERADOR NACIONAL ELÉTRICO. O sistema em números. 2023. **Operador Nacional do Sistema Elétrico - ONS**. Disponível em: <https://www.ons.org.br/paginas/sobre-o-sin/o-sistema-em-numeros>. Acessado em: 21 ago. 2023.

ORTIZ, F. J. G.; KRUSE, A.; RAMOS, F.; OLLERO, P. Integral energy valorization of municipal solid waste reject fraction to biofuels. **Energy Conversion and Management**, vol. 180, p. 1167–1184, 15 jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.10.085>.

OUADI, M.; JAEGER, N.; GREENHALF, C.; SANTOS, J.; CONTI, R.; HORNUNG, A. Thermo-Catalytic Reforming of municipal solid waste. **Waste Management**, vol. 68, p. 198–206, 1 out. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.044>.

ÖZSIN, G.; PÜTÜN, A. E. TGA/MS/FT-IR study for kinetic evaluation and evolved gas analysis of a biomass/PVC co-pyrolysis process. **Energy Conversion and Management**, vol. 182, p. 143–153, 15 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.12.060>.

PAES, M. X.; DE MEDEIROS, G. A.; MANCINI, S. D.; GASOL, C.; PONS, J. R.; DURANY, X. G. Transition towards eco-efficiency in municipal solid waste management to reduce GHG emissions: The case of Brazil. **Journal of Cleaner Production**, vol. 263, 1 ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121370>.

PAN, J.; VOULVOULIS, N. The role of mechanical and biological treatment in Reducing methane emissions from landfill Disposal of Municipal Solid Waste in the United Kingdom. **Journal of the Air & Waste Management Association**, vol. 57, p. 155–163, 2007.

PANAGIOTAKOPOULOS, D.; DOKAS, I. Design of landfill daily cells. **Waste Management and Research**, vol. 19, nº 6, p. 613–622, 2001. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900617>.

PAPAGEORGIOU, A.; BARTON, J. R.; KARAGIANNIDIS, A. Assessment of the greenhouse effect impact of technologies used for energy recovery from municipal waste: A case for England. **Journal of Environmental Management**, vol. 90, nº 10, p. 2999–3012, jul. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.012>.

PASSAMANI, G.; RAGAZZI, M.; TORRETTA, V. Potential SRF generation from a closed landfill in northern Italy. **Waste Management**, vol. 47, p. 157–163, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.024>.

PAULA, A. S. de; DIAS, C.; VILELA, G. G.; KASPER, O. **Caderno Temático 3: recuperação energética de resíduos sólidos urbanos**. Brasília, 2019.

PAWŁAT, J.; TEREKUN, P.; KWIATKOWSKI, M.; WOLNY-KOŁADKA, K. Possibility of humid municipal wastes hygienisation using gliding arc plasma reactor. **Water (Switzerland)**, vol. 13, nº 2, 2 jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/w13020194>.

PETROBRÁS. **Coque verde de petróleo - informações técnicas**. [S. l.: s. n.], 2019. Disponível em: <http://sites.petrobras.com.br/minisite/assistenciatecnica/>.

PIAIA, E. **Uso de Rejeitos da Coleta Seletiva de Materiais Recicláveis para Produção de Combustível Derivado de Resíduos - CDR**. 2021. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

PIEPER, C.; LIEDMANN, B.; WIRTZ, S.; SCHERER, V.; BODENDIEK, N.; SCHAEFER, S. Interaction of the combustion of refuse derived fuel with the clinker bed in rotary cement kilns: A numerical study. **Fuel**, vol. 266, 15 abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117048>.

PILISSÃO, Y. L.; MACHADO, A. G.; VIRMOND, E.; WATZKO, E. S. Energy recovery from municipal solid waste: opportunities and challenges in the Brazilian scenario. **Engenharia térmica (Thermal Engineering)**, vol. 20, nº 3, p. 20–30, 2021.

PIO, D. T.; TARELHO, L. A. C.; TAVARES, A. M. A.; MATOS, M. A. A.; SILVA, V. Co-gasification of refused derived fuel and biomass in a pilot-scale bubbling fluidized bed reactor. **Energy Conversion and Management**, vol. 206, 15 fev. 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112476>.

PIRES, A.; MARTINHO, G. Waste hierarchy index for circular economy in waste management. **Waste Management**, vol. 95, p. 298–305, 15 jul. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.014>.

PITAK, I.; BALTUSNIKAS, A.; CESNIENE, J.; DENAFAS, G. Development of technological recovered fuel production and its utilization in the cement industry: the case study of Lithuania. **Eastern-European Journal of Enterprise Technologies**, vol. 1, nº 6–1150, p. 53–63, 2022. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.251439>.

PORSHNOV, D.; OZOLS, V.; ANSONE-BERTINA, L.; BURLAKOV, J.; KLAVINS, M. Thermal decomposition study of major refuse derived fuel components. 147., 2018a. **Energy Procedia** [...]. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2018. vol. 147, p. 48–53.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.07.032>.

PORSHNOV, D. Evolution of pyrolysis and gasification as waste to energy tools for low carbon economy. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment**, vol. 11, nº 1, 1 jan. 2022. <https://doi.org/10.1002/wene.421>.

PORSNOVS, D.; ANSONE-BERTINA, L.; KVIESIS, J.; ARINA, D.; KLAVINS, M. Biochar from Waste Derived Fuels as Low-Cost Adsorbent for Waste Hydrocarbons. **Environmental and Climate Technologies**, vol. 24, nº 3, p. 174–187, 1 nov. 2021.
<https://doi.org/10.2478/rtuect-2020-0095>.

POWELL, J. T.; CHERTOW, M. R.; ESTY, D. C. Where is global waste management heading? An analysis of solid waste sector commitments from nationally-determined contributions. **Waste Management**, vol. 80, p. 137–143, 1 out. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.008>.

PRAJAPATI, P.; VARJANI, S.; SINGHANIA, R. R.; PATEL, A. K.; AWASTHI, M. K.; SINDHU, R.; ZHANG, Z.; BINOD, P.; AWASTHI, S. K.; CHATURVEDI, P. Critical review on technological advancements for effective waste management of municipal solid waste — Updates and way forward: Advancements in Municipal Solid Waste Management. **Environmental Technology and Innovation**, vol. 23, 1 ago. 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101749>.

PREFEITURA DE CAMARAGIBE. PLANO DE COLETA SELETIVA DE CAMARAGIBE. **Prefeitura de Camaragibe**, Camaragibe, , p. 1–141, 2021.

PRIETO-SANDOVAL, V.; JACA, C.; ORMAZABAL, M. Towards a consensus on the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, vol. 179, p. 605–615, 1 abr. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.224>.

PROTEGEER - COOPERAÇÃO PARA A PROTEÇÃO DO CLIMA NA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. **Roteiro para avaliação preliminar de produção de combustível derivado de resíduos (CDR)**. Brasília: ProteGEEr 2021.

PSOMOPOULOS, C. S. Residue Derived Fuels as an Alternative Fuel for the Hellenic Power Generation Sector and their Potential for Emissions Reduction. **AIMS Energy**, vol. 2, nº 3, p. 321–341, 2014. DOI 10.3934/energy.2014.3.321. Disponível em: <http://www.aimspress.com/article/10.3934/energy.2014.3.321>.

QIAO, Y.; XU, F.; XU, S.; YANG, D.; WANG, B.; MING, X.; HAO, J.; TIAN, Y. Pyrolysis Characteristics and Kinetics of Typical Municipal Solid Waste Components and Their Mixture: Analytical TG-FTIR Study. **Energy and Fuels**, vol. 32, nº 10, p. 10801–10812, 18 out. 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.8b02571>.

QUICKER, P.; CONSONNI, S.; GROSSO, M. The Zero Waste utopia and the role of waste-to-energy. **Waste Management and Research**, vol. 38, nº 5, p. 481–484, 1 maio 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242X20918453>.

RADA, E. C.; ANDREOTTOLA, G. RDF/SRF: Which perspective for its future in the EU. **Waste Management**, vol. 32, nº 6, p. 1059–1060, jun. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.017>.

RADA, E. C. Present and future of SRF. **Waste Management**, vol. 47, p. 155–156, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.035>.

RAJAEIFAR, M. A.; GHANAVATI, H.; DASHTI, B. B.; HEIJUNGS, R.; AGHBASHLO, M.; TABATABAEI, M. Electricity generation and GHG emission reduction potentials through different municipal solid waste management technologies: A comparative review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 79, p. 414–439, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.109>.

RAJCA, P.; POSKART, A.; CHRUBASIK, M.; SAJDAK, M.; ZAJEMSKA, M.; SKIBIŃSKI, A.; KOROMBEL, A. Technological and economic aspect of Refuse Derived Fuel pyrolysis. **Renewable Energy**, vol. 161, p. 482–494, 1 dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.07.104>.

RAMOS-HERNÁNDEZ, R.; SÁNCHEZ-RAMÍREZ, C.; MOTA-LÓPEZ, D. R.; SANDOVAL-SALAS, F.; GARCÍA-ALCARAZ, J. L. Evaluation of bioenergy potential from coffee pulp through System Dynamics. **Renewable Energy**, vol. 165, p. 863–877, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.11.040>.

RANIERI, E.; IONESCU, G.; FEDELE, A.; PALMIERI, E.; RANIERI, A. C.; CAMPANARO, V. Sampling, characterisation and processing of solid recovered fuel production from municipal solid waste: An Italian plant case study. **Waste Management and Research**, vol. 35, n° 8, p. 890–898, 1 ago. 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X17716276>.

RECARI, J.; BERRUECO, C.; PUY, N.; ALIER, S.; BARTROLÍ, J.; FARRIOL, X. Torrefaction of a solid recovered fuel (SRF) to improve the fuel properties for gasification processes. **Applied Energy**, vol. 203, p. 177–188, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.06.014>.

RECORD. Combustibles solides de récupération: état des lieux et perspectives. **RECORD**, vol. n°06-0225/1A, p. 1–186, 2008.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Life cycle assessment and decision making support in integrated and sustainable municipal solid waste management. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 19, n° 3, p. 301–313, 1 jul. 2014. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001145>.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Loi n° 90-1130 du 19 décembre 1990 portant création de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. 1990. **République Française**. Disponible em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000525387/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Loi n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement. 1992. **République Française**. Disponible em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000345400/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n°96-1008 du 18 novembre 1996 relatif aux plans d'élimination des déchets ménagers et assimilés. 1996. **République Française**. Disponible em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000563911/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Code de l'environnement. 2000. **République Française**. Disponible em: https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176524/. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Arrêté du 20 septembre 2002 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et aux installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux. 2002. **République Française**. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000234557/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Ordonnance n° 2010-1579 du 17 décembre 2010 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union européenne dans le domaine des déchets. 2010. **République Française**. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000023246129/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte. 2015. **République Française**. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000031044385/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Décret n° 2016-630 du 19 mai 2016 modifiant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. 2016a. **République Française**. .

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Arrêté du 23 mai 2016 relatif à la préparation des combustibles solides de récupération en vue de leur utilisation dans des installations relevant de la rubrique 2971 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. 2016b. **République Française**. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000032575887/>. Acessado em: 17 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Arrêté du 23 mai 2016 relatif aux installations de production de chaleur et/ou d'électricité à partir de déchets non dangereux préparés sous forme de combustibles solides de récupération dans des installations prévues à cet effet associés ou non à un autre combustible et relevant de la rubrique 2971 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. 2016c. **République Française**. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000032575814/>. Acessado em: 18 set. 2022.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE. Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire . 2020. **République Française**. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000041553759/>. Acessado em: 18 set. 2022.

REZA, B.; SOLTANI, A.; RUPARATHNA, R.; SADIQ, R.; HEWAGE, K. Environmental and economic aspects of production and utilization of RDF as alternative fuel in cement plants: A case study of Metro Vancouver Waste Management. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 81, p. 105–114, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.009>.

RIBEIRO, A. P.; RODE, M. Spatialized potential for biomass energy production in Brazil: an overview. **Brazilian Journal of Science and Technology**, vol. 3, nº 1, dez. 2016. <https://doi.org/10.1186/s40552-016-0037-0>.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; BIGANZOLI, L. Environmental Assessment of Refuse-Derived Fuel Co-Combustion in a Coal-Fired Power Plant. **Journal of Industrial Ecology**, vol. 16, nº 5, p. 748–760, out. 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00428.x>.

RITCHIE, H.; ROSER, M. Energy. **Our World in Data**, 2021. Disponível em: <https://ourworldindata.org/energy>. Acessado em: 18 set. 2022.

ROBINSON, T.; BRONSON, B.; GOGOLEK, P.; MEHRANI, P. Sample preparation for thermo-gravimetric determination and thermo-gravimetric characterization of refuse derived fuel. **Waste Management**, vol. 48, p. 265–274, 1 fev. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.018>.

RODIĆ, L.; WILSON, D. C. Resolving governance issues to achieve priority sustainable development goals related to solid waste management in developing countries. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 9, nº 3, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9030404>.

ROLAND JUNIOR, G. R. O.; ZATTAR, I. C. Gestão da cadeia de suprimentos do coque de petróleo na indústria cimenteira. 2022. **XII Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção** [...]. Florianópolis, 2022.

SABOGAL, O. S.; VALIN, S.; THIERY, S.; SALVADOR, S. Design and thermal characterization of an induction-heated reactor for pyrolysis of solid waste. **Chemical Engineering Research and Design**, vol. 173, p. 206–214, 1 set. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2021.07.018>.

SAKRI, A.; AOUABED, A.; NASSOUR, A.; NELLES, M. Refuse-derived fuel potential production for co-combustion in the cement industry in Algeria. **Waste Management and Research**, vol. 39, nº 9, p. 1174–1184, 1 set. 2021. <https://doi.org/10.1177/0734242X20982277>.

SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Energetic valorization of SRF in dedicated plants and cement kilns and guidelines for application in Greece and Cyprus. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 83, p. 34–43, fev. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.11.013>.

SANTAMARIA, L.; BEIROW, M.; MANGOLD, F.; LOPEZ, G.; OLAZAR, M.; SCHMID, M.; LI, Z.; SCHEFFKNECHT, G. Influence of temperature on products from fluidized bed pyrolysis of wood and solid recovered fuel. **Fuel**, vol. 283, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118922>.

SANTOS, R. E. dos; SANTOS, I. F. S. dos; BARROS, R. M.; BERNAL, A. P.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, F. das G. B. da. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. **Journal of Environmental Management**, vol. 231, p. 198–206, 1 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.015>.

SARAIVA, A. B.; SOUZA, R. G.; VALLE, R. A. B. Comparative lifecycle assessment of alternatives for waste management in Rio de Janeiro – Investigating the influence of an attributional or consequential approach. **Waste Management**, vol. 68, p. 701–710, 1 out. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.002>.

SARC, R.; SEIDLER, I. M.; KANDLBAUER, L.; LORBER, K. E.; POMBERGER, R. Design, quality and quality assurance of solid recovered fuels for the substitution of fossil feedstock in the cement industry – Update 2019. **Waste Management and Research**, vol. 37, nº 9, p. 885–897, 1 set. 2019. <https://doi.org/10.1177/0734242X19862600>.

SARQUAH, K.; NARRA, S.; BECK, G.; BASSEY, U.; ANTWI, E.; HARTMANN, M.; DERKYI, N. S. A.; AWAFO, E. A.; NELLES, M. Characterization of Municipal Solid Waste and Assessment of Its Potential for Refuse-Derived Fuel (RDF) Valorization. **Energies**, vol. 16, nº 1, 1 jan. 2023. <https://doi.org/10.3390/en16010200>.

SCHWARZBÖCK, T.; ASCHENBRENNER, P.; SPACEK, S.; SZIDAT, S.; RECHBERGER, H.; FELLNER, J. An alternative method to determine the share of fossil carbon in solid refuse-derived fuels – Validation and comparison with three standardized methods. **Fuel**, vol. 220, p. 916–930, 15 maio 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.076>.

SEMAS – PE - SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DE PERNAMBUCO. Gráfico Dinâmico – Inventário de Gases de Efeito Estufa de Pernambuco. 2023. **Secretaria de Meio Ambiente, Sustentabilidade e de Fernando de Noronha de Pernambuco (Semas-PE). Governo de Pernambuco**. Disponível em: <https://semas.pe.gov.br/grafico-inventario-gee/>. Acessado em: 22 set. 2023.

SEEG - SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. Emissões totais. 2022. **SEEG**. Disponível em: https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#. Acessado em: 18 set. 2022.

SEEG – SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil: 1970-2021**. SEEG, 2023.

SEVER AKDAĞ, A.; ATIMTAY, A.; SANIN, F. D. Comparison of fuel value and combustion characteristics of two different RDF samples. **Waste Management**, vol. 47, p. 217–224, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.037>.

SÉVERIN, M.; VELIS, C. A.; LONGHURST, P. J.; POLLARD, S. J. T. The biogenic content of process streams from mechanical-biological treatment plants producing solid recovered fuel. Do the manual sorting and selective dissolution determination methods correlate? **Waste Management**, vol. 30, n° 7, p. 1171–1182, jul. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.012>.

SHARMA, K. D.; JAIN, S. Municipal solid waste generation, composition, and management: the global scenario. **Social Responsibility Journal**, vol. 16, n° 6, p. 917–948, 31 jul. 2020. <https://doi.org/10.1108/SRJ-06-2019-0210>.

SHEHATA, N.; OBAIDEEN, K.; SAYED, E. T.; ABDELKAREEM, M. A.; MAHMOUD, M. S.; EL-SALAMONY, A. L. H. R.; MAHMOUD, H. M.; OLABI, A. G. Role of refuse-derived fuel in circular economy and sustainable development goals. **Process Safety and Environmental Protection**, vol. 163, p. 558–573, 1 jul. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.052>.

SHEHZAD, A.; BASHIR, M. J. K.; SETHUPATHI, S. System analysis for synthesis gas (syngas) production in Pakistan from municipal solid waste gasification using a circulating fluidized bed gasifier. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 60, p. 1302–1311, 1 jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.03.042>.

SIDDIQI, M. H.; LIU, X. min; HUSSAIN, M. A.; QURESHI, T.; WAQAS, M.; FAROOQ, M.; IQBAL, T.; NAWAZ, S.; NAWAZ, S. Evolution of kinetic and hydrothermal study of refused derived fuels: Thermo-gravimetric analysis. **Energy Reports**, vol. 7, p. 1757–1764, 1 nov. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2021.03.010>.

SILVA, R. B.; FRAGOSO, R.; SANCHES, C.; COSTA, M.; MARTINS-DIAS, S. Which chlorine ions are currently being quantified as total chlorine on solid alternative fuels? **Fuel Processing Technology**, vol. 128, p. 61–67, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2014.07.003>.

SILVA, F. C.; SHIBAO, F. Y.; KRUGLIANSKAS, I.; BARBIERI, J. C.; SINISGALLI, P. A. A. Circular economy: analysis of the implementation of practices in the Brazilian network. **Revista de Gestão**, vol. 26, n° 1, p. 39–60, 18 jan. 2019. <https://doi.org/10.1108/REGE-03-2018-0044>.

SILVA, V.; CONTRERAS, F.; BORTOLETO, A. P. Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of Brasília, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, vol. 279, 10 jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123696>.

SINGH, S.; WU, C.; WILLIAMS, P. T. Pyrolysis of waste materials using TGA-MS and TGA-FTIR as complementary characterisation techniques. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, vol. 94, p. 99–107, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.11.011>.

SINIR+ - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. Atlas de Recuperação Energética. 2023. Disponível em: <https://sinir.gov.br/mapas/atlas-de-recuperacao-energetica/>. Acessado em: 25 ago. 2023.

SLOMSKI, V. G.; LIMA, I. C. S.; SLOMSKI, V.; SLAVOV, T. Pathways to urban sustainability: An investigation of the economic potential of untreated household solid waste (HSW) in the city of São Paulo. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 12, nº 13, 1 jul. 2020. <https://doi.org/10.3390/su12135249>.

SMOLÍŃSKI, A.; WOJTACHA-RYCHTER, K.; KRÓL, M.; MAGDZIARCZYK, M.; POLAŃSKI, J.; HOWANIEC, N. Co-gasification of refuse-derived fuels and bituminous coal with oxygen/steam blend to hydrogen rich gas. **Energy**, vol. 254, 1 set. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.124210>.

SNIC – SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DO CIMENTO. Fábricas no Brasil. 2023. **Sindicato Nacional da Indústria do Cimento - SNIC**. Disponível em: <http://snic.org.br/fabricas-localizacoes.php>. Acessado em: 29 maio 2023.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. SNIS - série histórica - 2020. 2021. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Secretaria Nacional de Saneamento. Ministério do Desenvolvimento Regional**. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acessado em: 29 maio 2023.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. SNIS - Série histórica - 2021. 2022. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Secretaria Nacional de Saneamento. Ministério do Desenvolvimento Regional**. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acessado em: 29 maio 2023.

SOARES, F. R.; MARTINS, G. Using life cycle assessment to compare environmental impacts of different waste to energy options for São Paulo's municipal solid waste. **Journal of solid waste technology and management**, vol. 43, nº 1, p. 36–46, 2017.

SOMMERLAD, R. E.; SEEKER, R. W.; FINKELSTEIN, A.; KILGROE, J. D. Environmental characterization of refuse derived fuel incinerator technology. 1988. **National Waste Processing Conference [...]**. Pennsylvania, 1988.

STEHLÓK, P. Up-to-date technologies in waste to energy field. **Reviews in Chemical Engineering**, vol. 28, nº 4–6, p. 223–242, dez. 2012. <https://doi.org/10.1515/revce-2012-0013>.

STĘPIEŃ, P.; PULKA, J.; SEROWIK, M.; BIAŁOWIEC, A. Thermogravimetric and Calorimetric Characteristics of Alternative Fuel in Terms of Its Use in Low-Temperature Pyrolysis. **Waste and Biomass Valorization**, vol. 10, nº 6, p. 1669–1677, 4 jan. 2018. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0169-6>.

STĘPIEŃ, P.; SEROWIK, M.; KOZIEL, J. A.; BIAŁOWIEC, A. Waste to carbon: Estimating the energy demand for production of carbonized refuse-derived fuel. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 11, n° 20, 1 out. 2019. <https://doi.org/10.3390/su11205685>.

ŠUHAJ, P.; HAYDARY, J.; HUSÁR, J.; STELTENPOHL, P.; ŠUPA, I. Catalytic gasification of refuse-derived fuel in a two-stage laboratory scale pyrolysis/gasification unit with catalyst based on clay minerals. **Waste Management**, vol. 85, p. 1–10, 15 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.047>.

SUN, L.; FUJII, M.; TASAKI, T.; DONG, H.; OHNISHI, S. Improving waste to energy rate by promoting an integrated municipal solid-waste management system. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 136, p. 289–296, 1 set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.005>.

SZYDEŁKO, A.; FERENS, W.; RYBAK, W. The effect of mineral additives on the process of chlorine bonding during combustion and co-combustion of Solid Recovered Fuels. **Waste Management**, vol. 102, p. 624–634, 1 fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.032>.

TAVARES, G. S. C. **Contribuição para a sustentabilidade na gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios da Região Metropolitana de Recife (RMR)**. Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de mestre no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – PPGEC da Universidade Federal de Pernambuco. 2018. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

TEIXEIRA, C. A. N.; MENDES, A. P. do A.; COSTA, R. C. da; KOBLITZ, A. C. V.; LAGE, E. S. Neutralidade de carbono: reflexões sobre estratégias e oportunidades para o Brasil. **BNDES**, Rio de Janeiro, vol. 28, n° 56, p. 267–314, 2021. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/22026/1/PR_Neutralidade%20de%20carbo no_Revista%20BNDES_n.%2056.pdf. Acessado em: 17 set. 2022.

TIAN, L.; LIN, K.; ZHAO, Y.; ZHAO, C.; HUANG, Q.; ZHOU, T. Combustion performance of fine screenings from municipal solid waste: Thermo-kinetic investigation and deep learning modeling via TG-FTIR. **Energy**, vol. 243, 15 mar. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.122783>.

TIBURCIO, R. S.; MALPELI JUNIOR, M.; LEITE, J. T. de C.; YAMAJI, F. M.; PEREIRA NETO, A. M. Physicochemical and thermophysical characterization of rejected waste and evaluation of their use as refuse-derived fuel. **Fuel**, vol. 293, 1 jun. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120359>.

TORRE-BAYO, J. J. de la; ZAMORANO, M.; TORRES-ROJO, J. C.; RODRÍGUEZ, M. L.; MARTÍN-PASCUAL, J. Analyzing the production, quality, and potential uses of solid recovered fuel from screening waste of municipal wastewater treatment plants. **Process**

Safety and Environmental Protection, vol. 172, p. 950–970, 1 abr. 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.083>.

TORRES; LANGE, L. C. Technological routes, challenges and potential for municipal solid waste energetic valorization by coprocessing in Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 27, nº 1, p. 25–30, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210221>.

TORRES, A. V. **Tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos para produção de combustível derivado de resíduo**. 2023. 133 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2023.

TRIPATHI, P.; RAO, L. Single particle and packed bed combustion characteristics of high ash and high plastic content refuse derived fuel. **Fuel**, vol. 308, 15 jan. 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121983>.

TRULLI, E.; FERRONATO, N.; TORRETTA, V.; PISCITELLI, M.; MASI, S.; MANCINI, I. Sustainable mechanical biological treatment of solid waste in urbanized areas with low recycling rates. **Waste Management**, vol. 71, p. 556–564, 1 jan. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.018>.

TSAL, W. T. Perspectives on the Promotion of Solid Recovered Fuels in Taiwan. **Energies**, vol. 16, nº 7, 1 abr. 2023. <https://doi.org/10.3390/en16072944>.

TSILEMOU, K.; PANAGIOTAKOPOULOS, D. Economic Assessment of Mechanical-Biological Treatment Facilities. **Environmental Research, Engineering and Management**, vol. 1, nº 39, p. 55–63, 2007. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/publication/228994950>.

UMMATIN, K. K.; ARIFANTI, Q. A. M. O.; HANI, A.; ANNISSA, Y. Quality Analysis of Refused-Derived Fuel as Alternative Fuels in the Cement Industry and Its Evaluation on Production*. 1 ago. 2019. **2019 International Conference on Engineering, Science, and Industrial Applications, ICESI 2019 [...]**. [S. l.]: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 1 ago. 2019. <https://doi.org/10.1109/ICESI.2019.8863000>.

VALIN, S.; RAVEL, S.; PONS DE VINCENT, P.; THIERY, S.; MILLER, H. Fluidized bed air gasification of solid recovered fuel and woody biomass: Influence of experimental conditions on product gas and pollutant release. **Fuel**, vol. 242, p. 664–672, 15 abr. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.01.094>.

VAMVUKA, D.; ESSER, K.; MARINAKIS, D. Characterization of Pyrolysis Products of Forest Residues and Refuse-Derived Fuel and Evaluation of Their Suitability as Bioenergy

Sources. **Applied Sciences (Switzerland)**, vol. 13, nº 3, 1 fev. 2023.
<https://doi.org/10.3390/app13031482>.

VAN EWIJK, S.; STEGEMANN, J. A. Limitations of the waste hierarchy for achieving absolute reductions in material throughput. **Journal of Cleaner Production**, vol. 132, p. 122–128, 20 set. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.051>.

VELIS, C. **Solid recovered fuel production through the mechanical-biological treatment of wastes**. 2010. 1–645 f. Cranfield University, 2010.

VELIS, C. A.; LONGHURST, P. J.; DREW, G. H.; SMITH, R.; POLLARD, S. J. T. Production and quality assurance of solid recovered fuels using mechanical-biological treatment (MBT) of waste: A comprehensive assessment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, vol. 40, nº 12, p. 979–1105, 2010.
<https://doi.org/10.1080/10643380802586980>.

VIEIRA, B.; NADALETI, W. C.; SARTO, E. The effect of the addition of castor oil to residual soybean oil to obtain biodiesel in Brazil: Energy matrix diversification. **Renewable Energy**, vol. 165, p. 657–667, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.10.056>.

VISEDO, G.; PECCHIO, M. **Roadmap Tecnológico do Cimento: potencial de redução das emissões de carbono da indústria do cimento brasileira até 2050**. Associação Brasileira de Cimento Portland – ABCP. Rio de Janeiro: ABCP, 2019.

VOUNATSOS, P.; ATSONIOS, K.; ITSKOS, G.; AGRANIOTIS, M.; GRAMMELIS, P.; KAKARAS, E. Classification of Refuse Derived Fuel (RDF) and Model Development of a Novel Thermal Utilization Concept Through Air-Gasification. **Waste and Biomass Valorization**, vol. 7, nº 5, p. 1297–1308, 1 out. 2016. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9520-6>.

WAGLAND, S. T.; KILGALLON, P.; COVENEY, R.; GARG, A.; SMITH, R.; LONGHURST, P. J.; POLLARD, S. J. T.; SIMMS, N. Comparison of coal/solid recovered fuel (SRF) with coal/refuse derived fuel (RDF) in a fluidised bed reactor. **Waste Management**, vol. 31, nº 6, p. 1176–1183, jun. 2011.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.001>.

WANG, D.; TANG, Y. T.; LONG, G.; HIGGITT, D.; HE, J.; ROBINSON, D. Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid waste management for a city in England. **Waste Management**, vol. 102, p. 452–463, 1 fev. 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.009>.

WHYTE, H. E.; LOUBAR, K.; AWAD, S.; TAZEROUT, M. Pyrolytic oil production by catalytic pyrolysis of refuse-derived fuels: Investigation of low cost catalysts. **Fuel**

Processing Technology, vol. 140, p. 32–38, 1 dez. 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.08.022>.

WILSON, B.; WILLIAMS, N.; BARRY LISS, P.; BRANDON WILSON, P. **A Comparative Assessment of Commercial Technologies for Conversion of Solid Waste to Energy**. 2013.

WIN, M. M.; ASARI, M.; HAYAKAWA, R.; HOSODA, H.; YANO, J.; SAKAI, S. ichi. Characteristics of gas from the fluidized bed gasification of refuse paper and plastic fuel (RPF) and wood biomass. **Waste Management**, vol. 87, p. 173–182, 15 mar. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.002>.

WOJTACHA-RYCHTER, K.; KUCHARSKI, P.; SMOLINSKI, A. Conventional and alternative sources of thermal energy in the production of cement—an impact on co₂ emission. **Energies**, vol. 14, n° 6, 2 mar. 2021. <https://doi.org/10.3390/en14061539>.

WORLD BANK. **Transitioning to a Circular Economy - An evaluation of the World Bank Group's Support for Municipal Solid Waste Management (2010-20)**. Washington, DC: World Bank, 2022. Disponível em:
<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/37331>. Acessado em: 18 set. 2022.

WORLD BANK GROUP. **Municipal solid waste management - a roadmap for reform for policy makers**. Washington: Word Bank Group, 2018.

XIAO, S.; DONG, H.; GENG, Y.; TIAN, X.; LIU, C.; LI, H. Policy impacts on Municipal Solid Waste management in Shanghai: A system dynamics model analysis. **Journal of Cleaner Production**, vol. 262, 20 jul. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121366>.

YAMAN, C.; ANIL, I.; ALAGHA, O. Potential for greenhouse gas reduction and energy recovery from MSW through different waste management technologies. **Journal of Cleaner Production**, vol. 264, 10 ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121432>.

YANG, Y.; LIEW, R. K.; TAMOTHRAN, A. M.; FOONG, S. Y.; YEK, P. N. Y.; CHIA, P. W.; VAN TRAN, T.; PENG, W.; LAM, S. S. Gasification of refuse-derived fuel from municipal solid waste for energy production: a review. **Environmental Chemistry Letters**, vol. 19, n° 3, p. 2127–2140, 1 jun. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01177-5>.

ZAMAN, B.; SAMADIKUN, B. P.; HARDYANTI, N.; PURWONO, P. Waste to Energy: Calorific Improvement of Municipal Solid Waste through Biodrying. **Environmental and Climate Technologies**, vol. 25, n° 1, p. 176–187, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.2478/rtuect-2021-0012>.

ZHANG, S.; LIN, X.; CHEN, Z.; LI, X.; JIANG, X.; YAN, J. Influence on gaseous pollutants emissions and fly ash characteristics from co-combustion of municipal solid waste and coal

by a drop tube furnace. **Waste Management**, vol. 81, p. 33–40, 1 nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.048>.

ZHANG, C.; HU, M.; DI MAIO, F.; SPRECHER, B.; YANG, X.; TUKKER, A. An overview of the waste hierarchy framework for analyzing the circularity in construction and demolition waste management in Europe. **Science of the Total Environment**, vol. 803, p. 1–13, 10 jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149892>.

ZHAO, L.; GIANNIS, A.; LAM, W. Y.; LIN, S. X.; YIN, K.; YUAN, G. A.; WANG, J. Y. Characterization of Singapore RDF resources and analysis of their heating value. **Sustainable Environment Research**, vol. 26, n° 1, p. 51–54, 1 jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2015.09.003>.

ZHAO, R.; SUN, L.; ZOU, X.; DOU, Y. Greenhouse gas emissions analysis working toward zero-waste and its indication to low carbon city development. **Energies**, vol. 14, n° 20, 1 out. 2021. <https://doi.org/10.3390/en14206644>.

ZHOU, C.; ZHANG, Q.; ARNOLD, L.; YANG, W.; BLASIAK, W. A study of the pyrolysis behaviors of pelletized recovered municipal solid waste fuels. **Applied Energy**, vol. 107, p. 173–182, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.02.029>.

ZHOU, H.; MENG, A.; LONG, Y.; LI, Q.; ZHANG, Y. Interactions of municipal solid waste components during pyrolysis: A TG-FTIR study. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, vol. 108, p. 19–25, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.05.024>.

APÊNDICE A – QUADROS DE CÁLCULOS DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE CDR NAS CIDADES DA REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE - RMR

Município: Abreu e Lima **Taxa de crescimento populacional:** 0,35% **População inicial (2022):** 99.331 habitantes

Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
								Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	99331	99,00	42354,04	1,01	14391,90	427,78	13964,13	25293,83	59,72	21723,39	51,29	13964,13	32,97	4404,82
2023	99679	99,00	42502,28	1,6	14442,28	680,04	13762,24	25131,60	59,13	21548,66	50,70	13762,24	32,38	4420,24
2024	100028	99,00	42651,04	3,6	14492,82	1535,44	12957,39	24366,54	57,13	20771,06	48,70	12957,39	30,38	4435,71
2025	100378	99,00	42800,32	3,6	14543,55	1540,81	13002,74	24451,82	57,13	20843,76	48,70	13002,74	30,38	4451,23
2026	100729	99,00	42950,12	3,6	14594,45	1546,20	13048,25	24537,40	57,13	20916,71	48,70	13048,25	30,38	4466,81
2027	101082	99,00	43100,45	3,6	14645,53	1551,62	13093,92	24623,28	57,13	20989,92	48,70	13093,92	30,38	4482,45
2028	101435	99,00	43251,30	5,6	14696,79	2422,07	12274,72	23844,44	55,13	20198,36	46,70	12274,72	28,38	4498,13
2029	101790	99,00	43402,68	5,6	14748,23	2430,55	12317,68	23927,90	55,13	20269,05	46,70	12317,68	28,38	4513,88
2030	102147	99,00	43554,59	5,6	14799,85	2439,06	12360,79	24011,64	55,13	20339,99	46,70	12360,79	28,38	4529,68
2031	102504	99,00	43707,03	5,6	14851,65	2447,59	12404,05	24095,68	55,13	20411,18	46,70	12404,05	28,38	4545,53
2032	102863	99,00	43860,00	7,6	14903,63	3333,36	11570,27	23302,82	53,13	19605,42	44,70	11570,27	26,38	4561,44
2033	103223	99,00	44013,51	7,6	14955,79	3345,03	11610,76	23384,38	53,13	19674,04	44,70	11610,76	26,38	4577,41
2034	103584	99,00	44167,56	7,6	15008,14	3356,73	11651,40	23466,22	53,13	19742,90	44,70	11651,40	26,38	4593,43
2035	103947	99,00	44322,15	7,6	15060,66	3368,48	11692,18	23548,36	53,13	19812,00	44,70	11692,18	26,38	4609,50
2036	104311	100,00	44926,54	9,6	15266,04	4312,95	10953,09	22970,94	51,13	19183,63	42,70	10953,09	24,38	4672,36
2037	104676	100,00	45083,78	9,6	15319,47	4328,04	10991,43	23051,34	51,13	19250,77	42,70	10991,43	24,38	4688,71
2038	105042	100,00	45241,57	9,6	15373,09	4343,19	11029,90	23132,02	51,13	19318,15	42,70	11029,90	24,38	4705,12
2039	105410	100,00	45399,92	9,6	15426,89	4358,39	11068,50	23212,98	51,13	19385,77	42,70	11068,50	24,38	4721,59
2040	105779	100,00	45558,82	11,5	15480,89	5239,26	10241,62	22428,61	49,23	18588,00	40,80	10241,62	22,48	4738,12
2041	106149	100,00	45718,28	11,5	15535,07	5257,60	10277,47	22507,11	49,23	18653,06	40,80	10277,47	22,48	4754,70
2042	106520	100,00	45878,29	11,5	15589,44	5276,00	10313,44	22585,88	49,23	18718,34	40,80	10313,44	22,48	4771,34
2043	106893	100,00	46038,86	11,5	15644,01	5294,47	10349,54	22664,93	49,23	18783,86	40,80	10349,54	22,48	4788,04

Fonte: A autora (2023).

Município: Araçoiaba

Taxa de crescimento populacional:0,49%

População inicial (2022): 19314 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados /reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	29324	79,22	3685,90	1,01	1072,97	37,23	1035,74	2052,31	55,68	1582,36	42,93	1035,74	28,10	383,33
2023	19409	86,1	4025,64	1,6	1171,86	64,41	1107,45	2217,73	55,09	1704,46	42,34	1107,45	27,51	418,67
2024	19504	87,7	4120,54	3,6	1199,49	148,34	1051,15	2187,60	53,09	1662,23	40,34	1051,15	25,51	428,54
2025	19599	87,7	4140,73	3,6	1205,37	149,07	1056,30	2198,31	53,09	1670,37	40,34	1056,30	25,51	430,64
2026	19695	87,7	4161,02	3,6	1211,27	149,80	1061,48	2209,09	53,09	1678,56	40,34	1061,48	25,51	432,75
2027	19792	87,7	4181,41	3,6	1217,21	150,53	1066,68	2219,91	53,09	1686,78	40,34	1066,68	25,51	434,87
2028	19889	92	4407,92	5,6	1283,15	246,84	1036,30	2252,01	51,09	1690,00	38,34	1036,30	23,51	458,42
2029	19986	92	4429,52	5,6	1289,43	248,05	1041,38	2263,04	51,09	1698,28	38,34	1041,38	23,51	460,67
2030	20084	92	4451,23	5,6	1295,75	249,27	1046,48	2274,13	51,09	1706,60	38,34	1046,48	23,51	462,93
2031	20183	92	4473,04	5,6	1302,10	250,49	1051,61	2285,27	51,09	1714,96	38,34	1051,61	23,51	465,20
2032	20282	96,5	4714,82	7,6	1372,48	358,33	1014,16	2314,50	49,09	1713,36	36,34	1014,16	21,51	490,34
2033	20381	96,5	4737,92	7,6	1379,21	360,08	1019,13	2325,84	49,09	1721,76	36,34	1019,13	21,51	492,74
2034	20481	96,5	4761,13	7,6	1385,97	361,85	1024,12	2337,24	49,09	1730,20	36,34	1024,12	21,51	495,16
2035	20581	96,5	4784,46	7,6	1392,76	363,62	1029,14	2348,69	49,09	1738,67	36,34	1029,14	21,51	497,58
2036	20682	100	4982,29	9,6	1450,34	478,30	972,04	2346,16	47,09	1710,92	34,34	972,04	19,51	518,16
2037	20783	100	5006,70	9,6	1457,45	480,64	976,81	2357,66	47,09	1719,30	34,34	976,81	19,51	520,70
2038	20885	100	5031,23	9,6	1464,59	483,00	981,59	2369,21	47,09	1727,73	34,34	981,59	19,51	523,25
2039	20987	100	5055,89	9,6	1471,77	485,37	986,40	2380,82	47,09	1736,19	34,34	986,40	19,51	525,81
2040	21090	100	5080,66	11,5	1478,98	584,28	894,70	2295,95	45,19	1648,17	32,44	894,70	17,61	528,39
2041	21194	100	5105,56	11,5	1486,23	587,14	899,09	2307,20	45,19	1656,24	32,44	899,09	17,61	530,98
2042	21298	100	5130,57	11,5	1493,51	590,02	903,49	2318,51	45,19	1664,36	32,44	903,49	17,61	533,58
2043	21402	100	5155,71	11,5	1500,83	592,91	907,92	2329,87	45,19	1672,51	32,44	907,92	17,61	536,19

Fonte: A autora (2023).

Município: Cabo de Santo Agostinho **Taxa de crescimento populacional:** 0,78% **População inicial (2022):** 203.084 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Produção de CDR (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperado s/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	203084	90,68	57134,58	0,26	23790,84	148,55	23642,29	45696,23	79,98	30041,36	52,58	23642,29	41,38	5942,00
2023	204668	90,68	57580,23	1,6	23976,41	921,28	23055,12	45281,09	78,64	29504,11	51,24	23055,12	40,04	5988,34
2024	206264	90,68	58029,35	3,6	24163,42	2089,06	22074,37	44473,70	76,64	28573,65	49,24	22074,37	38,04	6035,05
2025	207873	90,68	58481,98	3,6	24351,90	2105,35	22246,55	44820,59	76,64	28796,53	49,24	22246,55	38,04	6082,13
2026	209495	90,68	58938,14	3,6	24541,84	2121,77	22420,07	45170,19	76,64	29021,14	49,24	22420,07	38,04	6129,57
2027	211129	90,68	59397,86	3,6	24733,27	2138,32	22594,95	45522,52	76,64	29247,51	49,24	22594,95	38,04	6177,38
2028	212776	92	60732,54	5,6	25289,03	3401,02	21888,01	45330,77	74,64	28690,05	47,24	21888,01	36,04	6316,18
2029	214435	92	61206,25	5,6	25486,28	3427,55	22058,73	45684,35	74,64	28913,83	47,24	22058,73	36,04	6365,45
2030	216108	92	61683,66	5,6	25685,08	3454,29	22230,79	46040,69	74,64	29139,36	47,24	22230,79	36,04	6415,10
2031	217793	92	62164,80	5,6	25885,42	3481,23	22404,19	46399,80	74,64	29366,65	47,24	22404,19	36,04	6465,14
2032	219492	96,5	65714,07	7,6	27363,34	4994,27	22369,07	47734,70	72,64	29729,04	45,24	22369,07	34,04	6834,26
2033	221204	96,5	66226,64	7,6	27576,77	5033,22	22543,55	48107,03	72,64	29960,93	45,24	22543,55	34,04	6887,57
2034	222930	96,5	66743,21	7,6	27791,87	5072,48	22719,39	48482,26	72,64	30194,63	45,24	22719,39	34,04	6941,29
2035	224669	96,5	67263,80	7,6	28008,65	5112,05	22896,60	48860,43	72,64	30430,14	45,24	22896,60	34,04	6995,44
2036	226421	100	70247,11	9,6	29250,90	6743,72	22507,17	49622,56	70,64	30374,85	43,24	22507,17	32,04	7305,70
2037	228187	100	70795,04	9,6	29479,05	6796,32	22682,73	50009,61	70,64	30611,77	43,24	22682,73	32,04	7362,68
2038	229967	100	71347,24	9,6	29708,99	6849,33	22859,65	50399,69	70,64	30850,55	43,24	22859,65	32,04	7420,11
2039	231761	100	71903,75	9,6	29940,72	6902,76	23037,96	50792,81	70,64	31091,18	43,24	23037,96	32,04	7477,99
2040	233568	100	72464,60	11,5	30174,26	8333,43	21840,83	49812,16	68,74	29956,86	41,34	21840,83	30,14	7536,32
2041	235390	100	73029,82	11,5	30409,62	8398,43	22011,19	50200,70	68,74	30190,53	41,34	22011,19	30,14	7595,10
2042	237226	100	73599,45	11,5	30646,81	8463,94	22182,87	50592,26	68,74	30426,01	41,34	22182,87	30,14	7654,34
2043	239077	100	74173,53	11,5	30885,86	8529,96	22355,90	50986,88	68,74	30663,34	41,34	22355,90	30,14	7714,05

Fonte: A autora (2023).

Município: Camaragibe **Taxa de crescimento populacional:** 0,19% **População inicial (2022):** 146.912 habitantes

Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperado s/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
								Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	146912	100	35927,33	0,00	8008,20	0,00	8008,20	11033,28	30,71	9617,75	26,77	8008,20	22,29	3736,44
2023	147191	100	35995,59	1,60	8023,42	575,93	7447,49	10478,32	29,11	9060,09	25,17	7447,49	20,69	3743,54
2024	147471	100	36063,98	3,60	8038,66	1298,30	6740,36	9776,95	27,11	8356,02	23,17	6740,36	18,69	3750,65
2025	147751	100	36132,50	3,60	8053,94	1300,77	6753,17	9795,52	27,11	8371,90	23,17	6753,17	18,69	3757,78
2026	148032	100	36201,16	3,60	8069,24	1303,24	6766,00	9814,13	27,11	8387,81	23,17	6766,00	18,69	3764,92
2027	148313	100	36269,94	3,60	8084,57	1305,72	6778,85	9832,78	27,11	8403,74	23,17	6778,85	18,69	3772,07
2028	148595	100	36338,85	5,60	8099,93	2034,98	6064,95	9124,69	25,11	7692,93	21,17	6064,95	16,69	3779,24
2029	148877	100	36407,90	5,60	8115,32	2038,84	6076,48	9142,02	25,11	7707,55	21,17	6076,48	16,69	3786,42
2030	149160	100	36477,07	5,60	8130,74	2042,72	6088,02	9159,39	25,11	7722,20	21,17	6088,02	16,69	3793,62
2031	149443	100	36546,38	5,60	8146,19	2046,60	6099,59	9176,80	25,11	7736,87	21,17	6099,59	16,69	3800,82
2032	149727	100	36615,81	7,60	8161,67	2782,80	5378,86	8461,91	23,11	7019,25	19,17	5378,86	14,69	3808,04
2033	150012	100	36685,38	7,60	8177,17	2788,09	5389,08	8477,99	23,11	7032,59	19,17	5389,08	14,69	3815,28
2034	150297	100	36755,09	7,60	8192,71	2793,39	5399,32	8494,10	23,11	7045,95	19,17	5399,32	14,69	3822,53
2035	150582	100	36824,92	7,60	8208,28	2798,69	5409,58	8510,24	23,11	7059,34	19,17	5409,58	14,69	3829,79
2036	150868	100	36894,89	9,60	8223,87	3541,91	4681,96	7788,51	21,11	6334,85	17,17	4681,96	12,69	3837,07
2037	151155	100	36964,99	9,60	8239,50	3548,64	4690,86	7803,31	21,11	6346,89	17,17	4690,86	12,69	3844,36
2038	151442	100	37035,22	9,60	8255,15	3555,38	4699,77	7818,14	21,11	6358,95	17,17	4699,77	12,69	3851,66
2039	151730	100	37105,59	9,60	8270,84	3562,14	4708,70	7832,99	21,11	6371,03	17,17	4708,70	12,69	3858,98
2040	152018	100	37176,09	11,50	8286,55	4275,25	4011,30	7141,53	19,21	5676,79	15,27	4011,30	10,79	3866,31
2041	152307	100	37246,73	11,50	8302,30	4283,37	4018,92	7155,10	19,21	5687,57	15,27	4018,92	10,79	3873,66
2042	152597	100	37317,49	11,50	8318,07	4291,51	4026,56	7168,69	19,21	5698,38	15,27	4026,56	10,79	3881,02
2043	152887	100	37388,40	11,50	8333,87	4299,67	4034,21	7182,31	19,21	5709,21	15,27	4034,21	10,79	3888,39

Fonte: A autora (2023).

Município: Igarassu **Taxa de crescimento populacional:** 1,02% **População inicial (2022):** 115.281 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperado s/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	115281	100	37449,03	0,00	14039,64	0,00	14039,64	22956,26	61,30	19930,38	53,22	14039,64	37,49	3894,70
2023	116457	100	37831,01	1,60	14182,85	605,30	13577,55	22585,11	59,70	19528,37	51,62	13577,55	35,89	3934,43
2024	117645	100	38216,89	3,60	14327,51	1375,81	12951,70	22051,15	57,70	18963,22	49,62	12951,70	33,89	3974,56
2025	118845	100	38606,70	3,60	14473,65	1389,84	13083,81	22276,07	57,70	19156,65	49,62	13083,81	33,89	4015,10
2026	120057	100	39000,49	3,60	14621,28	1404,02	13217,27	22503,28	57,70	19352,04	49,62	13217,27	33,89	4056,05
2027	121281	100	39398,29	3,60	14770,42	1418,34	13352,08	22732,82	57,70	19549,43	49,62	13352,08	33,89	4097,42
2028	122519	100	39800,16	5,60	14921,08	2228,81	12692,27	22168,69	55,70	18952,84	47,62	12692,27	31,89	4139,22
2029	123768	100	40206,12	5,60	15073,27	2251,54	12821,73	22394,81	55,70	19146,15	47,62	12821,73	31,89	4181,44
2030	125031	100	40616,22	5,60	15227,02	2274,51	12952,51	22623,24	55,70	19341,44	47,62	12952,51	31,89	4224,09
2031	126306	100	41030,51	5,60	15382,34	2297,71	13084,63	22853,99	55,70	19538,73	47,62	13084,63	31,89	4267,17
2032	127594	100	41449,02	7,60	15539,24	3150,13	12389,11	22258,12	53,70	18909,04	45,62	12389,11	29,89	4310,70
2033	128896	100	41871,80	7,60	15697,74	3182,26	12515,48	22485,16	53,70	19101,91	45,62	12515,48	29,89	4354,67
2034	130211	100	42298,89	7,60	15857,85	3214,72	12643,14	22714,50	53,70	19296,75	45,62	12643,14	29,89	4399,08
2035	131539	100	42730,34	7,60	16019,60	3247,51	12772,10	22946,19	53,70	19493,58	45,62	12772,10	29,89	4443,96
2036	132880	100	43166,19	9,60	16183,00	4143,95	12039,05	22316,92	51,70	18829,09	43,62	12039,05	27,89	4489,28
2037	134236	100	43606,48	9,60	16348,07	4186,22	12161,85	22544,55	51,70	19021,15	43,62	12161,85	27,89	4535,07
2038	135605	100	44051,27	9,60	16514,82	4228,92	12285,90	22774,51	51,70	19215,16	43,62	12285,90	27,89	4581,33
2039	136988	100	44500,59	9,60	16683,27	4272,06	12411,22	23006,81	51,70	19411,16	43,62	12411,22	27,89	4628,06
2040	138385	100	44954,50	11,50	16853,44	5169,77	11683,67	22387,34	49,80	18755,02	41,72	11683,67	25,99	4675,27
2041	139797	100	45413,03	11,50	17025,35	5222,50	11802,85	22615,69	49,80	18946,32	41,72	11802,85	25,99	4722,96
2042	141223	100	45876,25	11,50	17199,01	5275,77	11923,24	22846,37	49,80	19139,57	41,72	11923,24	25,99	4771,13
2043	142663	100	46344,19	11,50	17374,44	5329,58	12044,85	23079,40	49,80	19334,79	41,72	12044,85	25,99	4819,80

Fonte: A autora (2023).

Município: Ilha de Itamaracá **Taxa de crescimento populacional:** 0,96% **População inicial (2022):** 22.879 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperado s/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	22879	82	9436,24	2,31	2106,17	217,98	1888,19	4245,37	44,99	2903,53	30,77	1888,19	20,01	981,37
2023	23099	86,1	9944,96	2,31	2219,71	229,73	1989,99	4474,24	44,99	3060,06	30,77	1989,99	20,01	1034,28
2024	23320	87,7	10227,01	3,60	2282,67	368,17	1914,50	4469,20	43,70	3014,92	29,48	1914,50	18,72	1063,61
2025	23544	87,7	10325,19	3,60	2304,58	371,71	1932,88	4512,11	43,70	3043,87	29,48	1932,88	18,72	1073,82
2026	23770	87,7	10424,31	3,60	2326,71	375,28	1951,43	4555,42	43,70	3073,09	29,48	1951,43	18,72	1084,13
2027	23998	87,7	10524,39	3,60	2349,04	378,88	1970,17	4599,16	43,70	3102,59	29,48	1970,17	18,72	1094,54
2028	24229	92	11146,39	5,60	2487,87	624,20	1863,68	4648,05	41,70	3063,03	27,48	1863,68	16,72	1159,22
2029	24461	92	11253,40	5,60	2511,76	630,19	1881,57	4692,67	41,70	3092,43	27,48	1881,57	16,72	1170,35
2030	24696	92	11361,43	5,60	2535,87	636,24	1899,63	4737,72	41,70	3122,12	27,48	1899,63	16,72	1181,59
2031	24933	92	11470,50	5,60	2560,22	642,35	1917,87	4783,20	41,70	3152,09	27,48	1917,87	16,72	1192,93
2032	25173	96,5	12147,06	7,60	2711,22	923,18	1788,05	4822,38	39,70	3095,07	25,48	1788,05	14,72	1263,29
2033	25414	96,5	12263,67	7,60	2737,25	932,04	1805,21	4868,68	39,70	3124,78	25,48	1805,21	14,72	1275,42
2034	25658	96,5	12381,40	7,60	2763,53	940,99	1822,54	4915,42	39,70	3154,78	25,48	1822,54	14,72	1287,67
2035	25905	96,5	12500,27	7,60	2790,06	950,02	1840,04	4962,61	39,70	3185,07	25,48	1840,04	14,72	1300,03
2036	26153	100	13078,00	9,60	2919,01	1255,49	1663,52	4930,41	37,70	3070,71	23,48	1663,52	12,72	1360,11
2037	26404	100	13203,55	9,60	2947,03	1267,54	1679,49	4977,74	37,70	3100,19	23,48	1679,49	12,72	1373,17
2038	26658	100	13330,30	9,60	2975,32	1279,71	1695,61	5025,52	37,70	3129,95	23,48	1695,61	12,72	1386,35
2039	26914	100	13458,27	9,60	3003,89	1291,99	1711,89	5073,77	37,70	3160,00	23,48	1711,89	12,72	1399,66
2040	27172	100	13587,47	11,50	3032,72	1562,56	1470,16	4864,31	35,80	2932,18	21,58	1470,16	10,82	1413,10
2041	27433	100	13717,91	11,50	3061,84	1577,56	1484,28	4911,01	35,80	2960,33	21,58	1484,28	10,82	1426,66
2042	27696	100	13849,60	11,50	3091,23	1592,70	1498,53	4958,16	35,80	2988,74	21,58	1498,53	10,82	1440,36
2043	27962	100	13982,56	11,50	3120,91	1607,99	1512,91	5005,76	35,80	3017,44	21,58	1512,91	10,82	1454,19

Fonte: A autora (2023).

Município: Ipojuca Taxa de crescimento populacional: 1,72% População inicial (2022): 98.762 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperado s/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	98762	95	39987,36	1,7	14431,44	679,79	13751,65	21681,15	54,22	18290,22	45,74	13751,65	34,39	4158,69
2023	100461	95	40675,14	1,7	14679,66	691,48	13988,18	22054,06	54,22	18604,81	45,74	13988,18	34,39	4230,21
2024	102189	95	41374,76	3,6	14932,15	1489,49	13442,66	21647,27	52,32	18138,69	43,84	13442,66	32,49	4302,97
2025	103946	95	42086,40	3,6	15188,98	1515,11	13673,87	22019,61	52,32	18450,68	43,84	13673,87	32,49	4376,99
2026	105734	95	42810,29	3,6	15450,23	1541,17	13909,06	22398,34	52,32	18768,03	43,84	13909,06	32,49	4452,27
2027	107553	95	43546,63	3,6	15715,98	1567,68	14148,30	22783,59	52,32	19090,84	43,84	14148,30	32,49	4528,85
2028	109403	95	44295,63	5,6	15986,29	2480,56	13505,74	22289,56	50,32	18533,29	41,84	13505,74	30,49	4606,75
2029	111284	95	45057,51	5,6	16261,26	2523,22	13738,04	22672,94	50,32	18852,06	41,84	13738,04	30,49	4685,98
2030	113199	95	45832,50	5,6	16540,95	2566,62	13974,33	23062,91	50,32	19176,32	41,84	13974,33	30,49	4766,58
2031	115146	95	46620,82	5,6	16825,45	2610,77	14214,69	23459,60	50,32	19506,15	41,84	14214,69	30,49	4848,57
2032	117126	96,5	48268,01	7,6	17419,93	3668,37	13751,56	23323,10	48,32	19229,98	39,84	13751,56	28,49	5019,87
2033	119141	96,5	49098,22	7,6	17719,55	3731,47	13988,08	23724,26	48,32	19560,73	39,84	13988,08	28,49	5106,22
2034	121190	96,5	49942,71	7,6	18024,33	3795,65	14228,68	24132,32	48,32	19897,18	39,84	14228,68	28,49	5194,04
2035	123274	96,5	50801,73	7,6	18334,34	3860,93	14473,41	24547,39	48,32	20239,41	39,84	14473,41	28,49	5283,38
2036	125395	100	53549,76	9,6	19326,11	5140,78	14185,33	24804,25	46,32	20263,23	37,84	14185,33	26,49	5569,17
2037	127551	100	54470,82	9,6	19658,52	5229,20	14429,32	25230,88	46,32	20611,76	37,84	14429,32	26,49	5664,96
2038	129745	100	55407,71	9,6	19996,64	5319,14	14677,50	25664,85	46,32	20966,28	37,84	14677,50	26,49	5762,40
2039	131977	100	56360,73	9,6	20340,59	5410,63	14929,96	26106,29	46,32	21326,90	37,84	14929,96	26,49	5861,52
2040	134247	100	57330,13	11,5	20690,44	6592,96	14097,48	25466,04	44,42	20604,45	35,94	14097,48	24,59	5962,33
2041	136556	100	58316,21	11,5	21046,32	6706,36	14339,96	25904,06	44,42	20958,85	35,94	14339,96	24,59	6064,89
2042	138905	100	59319,25	11,5	21408,32	6821,71	14586,60	26349,61	44,42	21319,34	35,94	14586,60	24,59	6169,20
2043	141294	100	60339,54	11,5	21776,54	6939,05	14837,49	26802,82	44,42	21686,03	35,94	14837,49	24,59	6275,31

Fonte: A autora (2023).

Município: Itapissuma **Taxa de crescimento populacional:** 1,3% **População inicial (2022):** 27.565 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperado s/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	27565	80	7807,51	0,88	1798,07	68,71	1729,36	4244,16	54,36	3333,81	42,70	1729,36	22,15	811,98
2023	27923	86	8512,07	1,60	1960,33	136,19	1824,14	4565,87	53,64	3573,37	41,98	1824,14	21,43	885,26
2024	28286	88	8782,96	3,60	2022,72	316,19	1706,53	4535,52	51,64	3511,43	39,98	1706,53	19,43	913,43
2025	28654	88	8897,14	3,6	2049,01	320,30	1728,71	4594,48	51,64	3557,08	39,98	1728,71	19,43	925,30
2026	29027	88	9012,80	3,6	2075,65	324,46	1751,19	4654,21	51,64	3603,32	39,98	1751,19	19,43	937,33
2027	29404	88	9129,97	3,6	2102,63	328,68	1773,95	4714,72	51,64	3650,16	39,98	1773,95	19,43	949,52
2028	29786	92	9702,13	5,6	2234,40	543,32	1691,08	4816,14	49,64	3684,87	37,98	1691,08	17,43	1009,02
2029	30173	92	9828,26	5,6	2263,45	550,38	1713,07	4878,75	49,64	3732,77	37,98	1713,07	17,43	1022,14
2030	30566	92	9956,03	5,6	2292,87	557,54	1735,34	4942,17	49,64	3781,30	37,98	1735,34	17,43	1035,43
2031	30963	92	10085,45	5,6	2322,68	564,79	1757,89	5006,42	49,64	3830,46	37,98	1757,89	17,43	1048,89
2032	31366	96,5	10716,29	7,6	2467,96	814,44	1653,52	5105,24	47,64	3855,72	35,98	1653,52	15,43	1114,49
2033	31773	96,5	10855,60	7,6	2500,04	825,03	1675,02	5171,61	47,64	3905,84	35,98	1675,02	15,43	1128,98
2034	32186	96,5	10996,72	7,6	2532,55	835,75	1696,79	5238,84	47,64	3956,62	35,98	1696,79	15,43	1143,66
2035	32605	96,5	11139,68	7,6	2565,47	846,62	1718,85	5306,94	47,64	4008,06	35,98	1718,85	15,43	1158,53
2036	33029	100	11693,78	9,6	2693,08	1122,60	1570,47	5337,04	45,64	3973,55	33,98	1570,47	13,43	1216,15
2037	33458	100	11845,80	9,6	2728,09	1137,20	1590,89	5406,42	45,64	4025,20	33,98	1590,89	13,43	1231,96
2038	33893	100	11999,79	9,6	2763,55	1151,98	1611,57	5476,71	45,64	4077,53	33,98	1611,57	13,43	1247,98
2039	34334	100	12155,79	9,6	2799,48	1166,96	1632,52	5547,90	45,64	4130,54	33,98	1632,52	13,43	1264,20
2040	34780	100	12313,81	11,5	2835,87	1416,09	1419,78	5386,06	43,74	3950,27	32,08	1419,78	11,53	1280,64
2041	35232	100	12473,89	11,5	2872,74	1434,50	1438,24	5456,08	43,74	4001,63	32,08	1438,24	11,53	1297,29
2042	35690	100	12636,05	11,5	2910,08	1453,15	1456,94	5527,01	43,74	4053,65	32,08	1456,94	11,53	1314,15
2043	36154	100	12800,32	11,5	2947,91	1472,04	1475,88	5598,86	43,74	4106,34	32,08	1475,88	11,53	1331,23

Fonte: A autora (2023).

Município: Jaboatão dos Guararapes **Taxa de crescimento populacional:** -0,01% **População inicial (2022):** 653.793 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclad os (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	653793	98,41	150297,70	0,83	46607,32	1247,47	45359,85	91967,16	61,19	65650,04	43,68	45359,85	30,18	15630,96
2023	653728	98,41	150282,67	1,6	46602,66	2404,52	44198,13	90800,79	60,42	64486,29	42,91	44198,13	29,41	15629,40
2024	653662	98,41	150267,64	3,6	46598,00	5409,64	41188,36	87786,36	58,42	61474,49	40,91	41188,36	27,41	15627,83
2025	653597	98,41	150252,62	3,6	46593,34	5409,09	41184,24	87777,58	58,42	61468,35	40,91	41184,24	27,41	15626,27
2026	653532	98,41	150237,59	3,6	46588,68	5408,55	41180,12	87768,80	58,42	61462,20	40,91	41180,12	27,41	15624,71
2027	653466	98,41	150222,57	3,6	46584,02	5408,01	41176,01	87760,02	58,42	61456,05	40,91	41176,01	27,41	15623,15
2028	653401	98,41	150207,54	5,6	46579,36	8411,62	38167,74	84747,10	56,42	58445,76	38,91	38167,74	25,41	15621,58
2029	653335	98,41	150192,52	5,6	46574,70	8410,78	38163,92	84738,62	56,42	58439,91	38,91	38163,92	25,41	15620,02
2030	653270	98,41	150177,50	5,6	46570,04	8409,94	38160,10	84730,15	56,42	58434,07	38,91	38160,10	25,41	15618,46
2031	653205	98,41	150162,49	5,6	46565,39	8409,10	38156,29	84721,68	56,42	58428,22	38,91	38156,29	25,41	15616,90
2032	653140	98,41	150147,47	7,6	46560,73	11411,21	35149,52	81710,25	54,42	55419,43	36,91	35149,52	23,41	15615,34
2033	653074	98,41	150132,46	7,6	46556,07	11410,07	35146,01	81702,08	54,42	55413,89	36,91	35146,01	23,41	15613,78
2034	653009	98,41	150117,44	7,6	46551,42	11408,93	35142,49	81693,91	54,42	55408,35	36,91	35142,49	23,41	15612,21
2035	652944	98,41	150102,43	7,6	46546,76	11407,78	35138,98	81685,74	54,42	55402,81	36,91	35138,98	23,41	15610,65
2036	652878	100	152512,37	9,6	47294,09	14641,19	32652,90	79946,98	52,42	53242,07	34,91	32652,90	21,41	15861,29
2037	652813	100	152497,12	9,6	47289,36	14639,72	32649,63	79938,99	52,42	53236,74	34,91	32649,63	21,41	15859,70
2038	652748	100	152481,87	9,6	47284,63	14638,26	32646,37	79930,99	52,42	53231,42	34,91	32646,37	21,41	15858,11
2039	652682	100	152466,62	9,6	47279,90	14636,80	32643,10	79923,00	52,42	53226,10	34,91	32643,10	21,41	15856,53
2040	652617	100	152451,37	11,5	47275,17	17531,91	29743,26	77018,43	50,52	50324,20	33,01	29743,26	19,51	15854,94
2041	652552	100	152436,13	11,5	47270,44	17530,15	29740,29	77010,73	50,52	50319,17	33,01	29740,29	19,51	15853,36
2042	652487	100	152420,88	11,5	47265,72	17528,40	29737,31	77003,03	50,52	50314,13	33,01	29737,31	19,51	15851,77
2043	652421	100	152405,64	11,5	47260,99	17526,65	29734,34	76995,33	50,52	50309,10	33,01	29734,34	19,51	15850,19

Fonte: A autora (2023).

Município: Moreno Taxa de crescimento populacional: -,021% População inicial (2022): 54.637 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclos (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	54637	88,54	8475,41	0,29	2342,60	24,58	2318,02	5029,31	59,34	3546,96	41,85	2318,02	27,35	881,44
2023	54522	88,54	8457,61	1,6	2337,68	135,32	2202,36	4907,95	58,03	3428,71	40,54	2202,36	26,04	879,59
2024	54408	88,54	8439,85	3,6	2332,77	303,83	2028,94	4728,85	56,03	3252,72	38,54	2028,94	24,04	877,74
2025	54294	88,54	8422,12	3,6	2327,87	303,20	2024,68	4718,92	56,03	3245,89	38,54	2024,68	24,04	875,90
2026	54179	88,54	8404,44	3,6	2322,99	302,56	2020,43	4709,01	56,03	3239,07	38,54	2020,43	24,04	874,06
2027	54066	88,54	8386,79	3,6	2318,11	301,92	2016,18	4699,12	56,03	3232,27	38,54	2016,18	24,04	872,23
2028	53952	92	8696,23	5,6	2403,64	486,99	1916,65	4698,57	54,03	3177,60	36,54	1916,65	22,04	904,41
2029	53839	92	8677,97	5,6	2398,59	485,97	1912,62	4688,70	54,03	3170,93	36,54	1912,62	22,04	902,51
2030	53726	92	8659,74	5,6	2393,55	484,95	1908,61	4678,86	54,03	3164,27	36,54	1908,61	22,04	900,61
2031	53613	92	8641,56	5,6	2388,53	483,93	1904,60	4669,03	54,03	3157,62	36,54	1904,60	22,04	898,72
2032	53500	96,5	9045,21	7,6	2500,10	687,44	1812,66	4706,22	52,03	3124,21	34,54	1812,66	20,04	940,70
2033	53388	96,5	9026,21	7,6	2494,84	685,99	1808,85	4696,34	52,03	3117,65	34,54	1808,85	20,04	938,73
2034	53276	96,5	9007,26	7,6	2489,61	684,55	1805,05	4686,48	52,03	3111,11	34,54	1805,05	20,04	936,75
2035	53164	96,5	8988,34	7,6	2484,38	683,11	1801,26	4676,63	52,03	3104,57	34,54	1801,26	20,04	934,79
2036	53052	100	9294,78	9,6	2569,08	892,30	1676,78	4650,18	50,03	3024,52	32,54	1676,78	18,04	966,66
2037	52941	100	9275,26	9,6	2563,68	890,43	1673,26	4640,41	50,03	3018,17	32,54	1673,26	18,04	964,63
2038	52830	100	9255,79	9,6	2558,30	888,56	1669,74	4630,67	50,03	3011,83	32,54	1669,74	18,04	962,60
2039	52719	100	9236,35	9,6	2552,93	886,69	1666,24	4620,95	50,03	3005,51	32,54	1666,24	18,04	960,58
2040	52608	100	9216,95	11,5	2547,57	1059,95	1487,62	4436,12	48,13	2824,07	30,64	1487,62	16,14	958,56
2041	52498	100	9197,60	11,5	2542,22	1057,72	1484,49	4426,80	48,13	2818,14	30,64	1484,49	16,14	956,55
2042	52387	100	9178,28	11,5	2536,88	1055,50	1481,37	4417,51	48,13	2812,23	30,64	1481,37	16,14	954,54
2043	52277	100	9159,01	11,5	2531,55	1053,29	1478,26	4408,23	48,13	2806,32	30,64	1478,26	16,14	952,54

Fonte: A autora (2023).

Município: Olinda **Taxa de crescimento populacional:** -0,64% **População inicial (2022):** 349.920 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	349920	99,84	103288,32	0,34	32318,92	351,18	31967,74	51200,02	49,57	46128,56	44,66	31967,74	30,95	10741,99
2023	347681	99,84	102627,28	1,6	32112,07	1642,04	30470,04	49579,24	48,31	44540,24	43,40	30470,04	29,69	10673,24
2024	345455	99,84	101970,46	3,6	31906,56	3670,94	28235,62	47222,52	46,31	42215,77	41,40	28235,62	27,69	10604,93
2025	343244	99,84	101317,85	3,6	31702,36	3647,44	28054,91	46920,30	46,31	41945,59	41,40	28054,91	27,69	10537,06
2026	341048	99,84	100669,42	3,6	31499,46	3624,10	27875,36	46620,01	46,31	41677,14	41,40	27875,36	27,69	10469,62
2027	338865	99,84	100025,13	3,6	31297,86	3600,90	27696,96	46321,64	46,31	41410,40	41,40	27696,96	27,69	10402,61
2028	336696	99,84	99384,97	5,6	31097,56	5565,56	25532,00	44037,48	44,31	39157,68	39,40	25532,00	25,69	10336,04
2029	334541	99,84	98748,91	5,6	30898,53	5529,94	25368,59	43755,64	44,31	38907,07	39,40	25368,59	25,69	10269,89
2030	332400	99,84	98116,91	5,6	30700,78	5494,55	25206,24	43475,60	44,31	38658,06	39,40	25206,24	25,69	10204,16
2031	330273	99,84	97488,97	5,6	30504,30	5459,38	25044,92	43197,36	44,31	38410,65	39,40	25044,92	25,69	10138,85
2032	328159	99,84	96865,04	7,6	30309,07	7361,74	22947,33	40983,60	42,31	36227,52	37,40	22947,33	23,69	10073,96
2033	326059	99,84	96245,10	7,6	30115,09	7314,63	22800,46	40721,30	42,31	35995,67	37,40	22800,46	23,69	10009,49
2034	323972	99,84	95629,13	7,6	29922,36	7267,81	22654,54	40460,69	42,31	35765,30	37,40	22654,54	23,69	9945,43
2035	321899	99,84	95017,11	7,6	29730,85	7221,30	22509,55	40201,74	42,31	35536,40	37,40	22509,55	23,69	9881,78
2036	319839	100	94560,29	9,6	29587,92	9077,79	20510,13	38117,25	40,31	33474,34	35,40	20510,13	21,69	9834,27
2037	317792	100	93955,11	9,6	29398,55	9019,69	20378,86	37873,30	40,31	33260,11	35,40	20378,86	21,69	9771,33
2038	315758	100	93353,79	9,6	29210,40	8961,96	20248,44	37630,91	40,31	33047,24	35,40	20248,44	21,69	9708,79
2039	313737	100	92756,33	9,6	29023,46	8904,61	20118,85	37390,08	40,31	32835,74	35,40	20118,85	21,69	9646,66
2040	311729	100	92162,69	11,5	28837,71	10598,71	18239,00	35399,69	38,41	30874,50	33,50	18239,00	19,79	9584,92
2041	309734	100	91572,85	11,5	28653,14	10530,88	18122,27	35173,13	38,41	30676,90	33,50	18122,27	19,79	9523,58
2042	307752	100	90986,78	11,5	28469,76	10463,48	18006,28	34948,02	38,41	30480,57	33,50	18006,28	19,79	9462,63
2043	305782	100	90404,47	11,5	28287,56	10396,51	17891,04	34724,36	38,41	30285,50	33,50	17891,04	19,79	9402,06

Fonte: A autora (2023).

Município: Paulista Taxa de crescimento populacional: 1,09% População inicial (2021): 348.253 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclos (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	348253	100	95334,26	0,13	37723,77	123,93	37599,83	60537,25	63,50	53472,99	56,09	37599,83	39,44	9914,76
2023	352049	100	96373,40	1,6	38134,96	1541,97	36592,98	59780,42	62,03	52639,15	54,62	36592,98	37,97	10022,83
2024	355886	100	97423,87	3,6	38550,63	3507,26	35043,37	58483,55	60,03	51264,44	52,62	35043,37	35,97	10132,08
2025	359765	100	98485,79	3,6	38970,83	3545,49	35425,34	59121,02	60,03	51823,22	52,62	35425,34	35,97	10242,52
2026	363687	100	99559,29	3,6	39395,61	3584,13	35811,48	59765,44	60,03	52388,10	52,62	35811,48	35,97	10354,17
2027	367651	100	100644,48	3,6	39825,02	3623,20	36201,82	60416,88	60,03	52959,13	52,62	36201,82	35,97	10467,03
2028	371658	100	101741,51	5,6	40259,11	5697,52	34561,59	59040,60	58,03	51501,55	50,62	34561,59	33,97	10581,12
2029	375710	100	102850,49	5,6	40697,94	5759,63	34938,31	59684,14	58,03	52062,92	50,62	34938,31	33,97	10696,45
2030	379805	100	103971,56	5,6	41141,55	5822,41	35319,14	60334,70	58,03	52630,40	50,62	35319,14	33,97	10813,04
2031	383945	100	105104,85	5,6	41589,99	5885,87	35704,12	60992,35	58,03	53204,08	50,62	35704,12	33,97	10930,90
2032	388130	100	106250,49	7,6	42043,32	8075,04	33968,28	59532,15	56,03	51658,99	48,62	33968,28	31,97	11050,05
2033	392360	100	107408,62	7,6	42501,59	8163,06	34338,54	60181,05	56,03	52222,07	48,62	34338,54	31,97	11170,50
2034	396637	100	108579,38	7,6	42964,86	8252,03	34712,83	60837,03	56,03	52791,29	48,62	34712,83	31,97	11292,26
2035	400960	100	109762,89	7,6	43433,18	8341,98	35091,20	61500,15	56,03	53366,72	48,62	35091,20	31,97	11415,34
2036	405331	100	110959,31	9,6	43906,60	10652,09	33254,51	59951,31	54,03	51729,23	46,62	33254,51	29,97	11539,77
2037	409749	100	112168,77	9,6	44385,18	10768,20	33616,98	60604,78	54,03	52293,08	46,62	33616,98	29,97	11665,55
2038	414215	100	113391,41	9,6	44868,98	10885,57	33983,40	61265,38	54,03	52863,07	46,62	33983,40	29,97	11792,71
2039	418730	100	114627,37	9,6	45358,05	11004,23	34353,82	61933,17	54,03	53439,28	46,62	34353,82	29,97	11921,25
2040	423294	100	115876,81	11,5	45852,45	13325,83	32526,62	60406,58	52,13	51820,11	44,72	32526,62	28,07	12051,19
2041	427908	100	117139,87	11,5	46352,25	13471,08	32881,16	61065,01	52,13	52384,95	44,72	32881,16	28,07	12182,55
2042	432572	100	118416,69	11,5	46857,49	13617,92	33239,57	61730,62	52,13	52955,94	44,72	33239,57	28,07	12315,34
2043	437287	100	119707,43	11,5	47368,23	13766,35	33601,88	62403,49	52,13	53533,16	44,72	33601,88	28,07	12449,57

Fonte: A autora (2023).

Município: Recife Taxa de crescimento populacional: -0,27% População inicial (2022): 1.494.586 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	1494586	100	474605,78	2,18	191740,74	10346,41	181394,33	290079,06	61,12	261128,10	55,02	181394,33	38,22	49359,00
2023	1490551	100	473324,35	2,18	191223,04	10318,47	180904,57	289295,84	61,12	260423,06	55,02	180904,57	38,22	49225,73
2024	1486526	100	472046,37	3,60	190706,73	16993,67	173713,07	281811,68	59,70	253016,86	53,60	173713,07	36,80	49092,82
2025	1482513	100	470771,85	3,60	190191,83	16947,79	173244,04	281050,79	59,70	252333,71	53,60	173244,04	36,80	48960,27
2026	1478510	100	469500,76	3,60	189678,31	16902,03	172776,28	280291,96	59,70	251652,41	53,60	172776,28	36,80	48828,08
2027	1474518	100	468233,11	3,60	189166,18	16856,39	172309,79	279535,17	59,70	250972,95	53,60	172309,79	36,80	48696,24
2028	1470537	100	466968,88	5,60	188655,43	26150,26	162505,17	269441,05	57,70	240955,94	51,60	162505,17	34,80	48564,76
2029	1466566	100	465708,07	5,60	188146,06	26079,65	162066,41	268713,55	57,70	240305,36	51,60	162066,41	34,80	48433,64
2030	1462606	100	464450,65	5,60	187638,06	26009,24	161628,83	267988,03	57,70	239656,54	51,60	161628,83	34,80	48302,87
2031	1458657	100	463196,64	5,60	187131,44	25939,01	161192,43	267264,46	57,70	239009,47	51,60	161192,43	34,80	48172,45
2032	1454719	100	461946,01	7,60	186626,19	35107,90	151518,29	257303,93	55,70	229125,22	49,60	151518,29	32,80	48042,38
2033	1450791	100	460698,75	7,60%	186122,30	35013,11	151109,19	256609,21	55,70	228506,58	49,60	151109,19	32,80	47912,67
2034	1446874	100	459454,87	7,60	185619,77	34918,57	150701,20	255916,36	55,70	227889,61	49,60	150701,20	32,80	47783,31
2035	1442968	100	458214,34	7,60	185118,59	34824,29	150294,30	255225,39	55,70	227274,31	49,60	150294,30	32,80	47654,29
2036	1439072	100	456977,16	9,60	184618,77	43869,81	140748,97	245396,73	53,70	217521,13	47,60	140748,97	30,80	47525,62
2037	1435186	100	455743,32	9,60	184120,30	43751,36	140368,94	244734,16	53,70	216933,82	47,60	140368,94	30,80	47397,31
2038	1431311	100	454512,81	9,60	183623,18	43633,23	139989,95	244073,38	53,70	216348,10	47,60	139989,95	30,80	47269,33
2039	1427446	100	453285,63	9,60	183127,39	43515,42	139611,97	243414,38	53,70	215763,96	47,60	139611,97	30,80	47141,71
2040	1423592	100	452061,76	11,50	182632,95	51987,10	130645,85	234167,99	51,80	206592,22	45,70	130645,85	28,90	47014,42
2041	1419749	100	450841,19	11,50	182139,84	51846,74	130293,10	233535,74	51,80	206034,42	45,70	130293,10	28,90	46887,48
2042	1415915	100	449623,92	11,50	181648,06	51706,75	129941,31	232905,19	51,80	205478,13	45,70	129941,31	28,90	46760,89
2043	1412092	100	448409,94	11,50	181157,61	51567,14	129590,47	232276,35	51,80	204923,34	45,70	129590,47	28,90	46634,63

Fonte: A autora (2023).

Município: São Lourenço da Mata **Taxa de crescimento populacional:** 0,65% **População inicial (2022):** 110.765 habitantes

								CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3		CENÁRIO 4
Ano	População (hab)	Taxa de coleta RSU (%)	Resíduos coletados (t/ano)	Taxa de recup. de recicláveis (%)	Res.com potencial de reciclagem (t/ano)	Resíduos recuperados/reciclados (t/ano)	Rejeitos da reciclagem (t/ano)	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)	% de CDR em relação a quant. de RSU	Produção de CDR (t/ano)
2022	110765	69,62	35465,00	0,00	8795,32	0,00	8795,32	16242,97	45,80			8795,32	24,80	3688,36
2023	111485	86,1	44145,14	1,6	10947,99	706,32	10241,67	19512,15	44,20			10241,67	23,20	4591,09
2024	112210	87,7	45257,77	3,6	11223,93	1629,28	9594,65	19098,78	42,20			9594,65	21,20	4706,81
2025	112939	87,7	45551,94	3,6	11296,88	1639,87	9657,01	19222,92	42,20			9657,01	21,20	4737,40
2026	113673	87,7	45848,03	3,6	11370,31	1650,53	9719,78	19347,87	42,20			9719,78	21,20	4768,20
2027	114412	87,7	46146,04	3,6	11444,22	1661,26	9782,96	19473,63	42,20			9782,96	21,20	4799,19
2028	115156	92	48723,27	5,6	12083,37	2728,50	9354,87	19586,76	40,20			9354,87	19,20	5067,22
2029	115904	92	49039,98	5,6	12161,91	2746,24	9415,68	19714,07	40,20			9415,68	19,20	5100,16
2030	116658	92	49358,74	5,6	12240,97	2764,09	9476,88	19842,21	40,20			9476,88	19,20	5133,31
2031	117416	92	49679,57	5,6	12320,53	2782,06	9538,48	19971,19	40,20			9538,48	19,20	5166,67
2032	118179	96,5	52448,26	7,6	13007,17	3986,07	9021,10	20035,23	38,20			9021,10	17,20	5454,62
2033	118947	96,5	52789,17	7,6	13091,71	4011,98	9079,74	20165,46	38,20			9079,74	17,20	5490,07
2034	119720	96,5	53132,30	7,6	13176,81	4038,05	9138,76	20296,54	38,20			9138,76	17,20	5525,76
2035	120499	96,5	53477,66	7,6	13262,46	4064,30	9198,16	20428,47	38,20			9198,16	17,20	5561,68
2036	121282	100	55777,48	9,6	13832,81	5354,64	8478,18	20191,45	36,20			8478,18	15,20	5800,86
2037	122070	100	56140,03	9,6	13922,73	5389,44	8533,28	20322,69	36,20			8533,28	15,20	5838,56
2038	122864	100	56504,94	9,6	14013,23	5424,47	8588,75	20454,79	36,20			8588,75	15,20	5876,51
2039	123662	100	56872,22	9,6	14104,31	5459,73	8644,58	20587,74	36,20			8644,58	15,20	5914,71
2040	124466	100	57241,89	11,5	14195,99	6582,82	7613,17	19633,97	34,30			7613,17	13,30	5953,16
2041	125275	100	57613,97	11,5	14288,26	6625,61	7662,66	19761,59	34,30			7662,66	13,30	5991,85
2042	126089	100	57988,46	11,5	14381,14	6668,67	7712,46	19890,04	34,30			7712,46	13,30	6030,80
2043	126909	100	58365,38	11,5	14474,61	6712,02	7762,60	20019,33	34,30			7762,60	13,30	6070,00

Fonte: A autora (2023).