



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS

JÚLIA PANCINI DE OLIVEIRA

VALORAÇÃO DO RESÍDUO SÓLIDO URBANO: SÍNTESE DE PROCESSOS,
SUPERESTRUTURA E EVTE

RIO DE JANEIRO

2020

JÚLIA PANCINI DE OLIVEIRA

VALORAÇÃO DO RESÍDUO SÓLIDO URBANO: SÍNTESE DE PROCESSOS,
SUPERESTRUTURA E EVTE

Dissertação apresentada para o programa de Pós-graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como o cumprimento parcial dos requisitos para o grau de Mestre em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos.

Orientadores: Prof. Fernando Luiz Pellegrini Pessoa, D.Sc.
Prof. Ana Mehl, D.Sc.

RIO DE JANEIRO

2020

CIP - Catalogação na Publicação

048v Oliveira, Júlia Pancini de
 Valoração do Resíduo Sólido Urbano: síntese de
 processos, superestrutura e EVTE / Júlia Pancini de
 Oliveira. -- Rio de Janeiro, 2020.
 193 f.

 Orientador: Fernando Luiz Pellegrini Pessoa.
 Coorientadora: Ana Mehl.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do
 Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós
 Graduação em Engenharia de Processos Químicos e
 Bioquímicos, 2020.

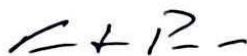
 1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Síntese de
 Processos. 3. Bioenergia. 4. EVTE. I. Pessoa,
 Fernando Luiz Pellegrini, orient. II. Mehl, Ana,
 coorient. III. Título.

JÚLIA PANCINI DE OLIVEIRA

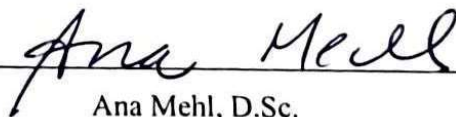
VALORAÇÃO DO RESÍDUO SÓLIDO URBANO: SÍNTESE DE PROCESSOS,
SUPERESTRUTURA E EVTE

Dissertação submetida ao corpo docente do programa de Pós-graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos (EPQB) da Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro como cumprimento parcial dos requisitos para o grau de mestre em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos.

Aprovado por:



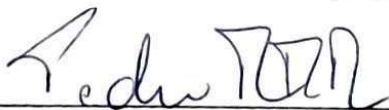
Fernando Luiz Pellegrini Pessoa, D.Sc



Ana Mehl, D.Sc.



Fábio de Almeida Oroski, D.Sc.



Pedro R. R. Rochedo, D.Sc.



Marco Antonio Gomes Teixeira, D.Sc.

Aos catadores de material reciclável de Juiz de Fora,
que me fizeram enxergar além do lixo desde muito nova.

AGRADECIMENTOS

Eu não poderia começar os agradecimentos senão pelos meus pais, Flávia e Eduardo. Se não fosse pelo incentivo, desde quando nem é possível me lembrar, eu não teria chegado aqui hoje. Obrigada pelo amor, carinho, dedicação, compreensão pelos sumiços e estresses. Mãe, se eu não te visse ler todos os dias desde a minha infância eu não leria, e se eu não lesse, eu não estaria aqui.

Em seguida não posso deixar de agradecer ao meu companheiro, Eurico. Você me ensinou o amor pela engenharia química, me fez parar nessa loucura de RJ e esteve todos os dias ao meu lado, do pré-vestibular à pós-graduação, me incentivando, se orgulhando de cada conquista, me dando vontade de continuar e, principalmente, cuidando de mim. Obrigada! Agradeço também às minhas cachorrinhas, Frida e Nina. Todas as noites quando retorno da UFRJ elas estão lá, me recebendo com muita alegria, pulos e lambidas.

À toda minha família, irmãos, avó, tios, primos e mais primos muito obrigada pela força. É uma alegria saber que estão sempre vibrando comigo.

A UFRJ me presenteou com muitos amigos sem os quais teria sido muito mais difícil e chato essa caminhada. Obrigada a todos vocês, que sabem quem são! Em especial à Chrislaine, que me trouxe de volta o carinho tão raro de Minas. Ao Thiago Pinheiro, por ouvir todas as minhas dúvidas pacientemente e ajudar no possível para a entrega desse trabalho. E a Isabella Nascimento, pela amizade, cafés e conselhos nas tardes da EQ.

Agradeço também às minhas primeiras alunas, Beatriz Galvão e Giovana Pinho. O trabalho de cada uma foi muito importante no meu desenvolvimento, obrigada!

Agradeço meus orientadores Ana Mehl e Fernando Pessoa, que tanto me ajudaram para que um embrião de ideia se tornasse minha dissertação. Fernando, obrigada por me aceitar como aluna, pela orientação e suporte para a condução do trabalho, contornando a distância. Ana, poderia te agradecer da mesma forma, mas seria injusto. Você me deu suporte emocional, me incentivou em todos os momentos, acreditou em mim quando nem mesmo eu acreditava. Me incentivou a ir em congressos, me deu estágio, me estimulou a fazer o concurso, me ajudou a preparar as primeiras aulas, primeiras provas... me encorajou a buscar programas de doutorados e a permanecer no EPQB. Me encontrou em suas férias para discutir pontos finais da dissertação. Muito além de uma orientadora, você foi meu porto seguro. Obrigada por tudo!

Por fim, agradeço ao EPQB e à UFRJ pela infraestrutura para realização do meu trabalho e a FAPERJ pelo suporte financeiro.

“Tudo o que você vê faz parte de um delicado equilíbrio. Como rei, você tem que entender esse equilíbrio e respeitar todos os animais, desde a formiguinha até o maior dos antílopes...
...estamos todos ligados no Grande Ciclo da Vida.”

Mufasa - O Rei Leão

RESUMO

OLIVEIRA, Júlia Pancini de. **Valoração do Resíduo Sólido Urbano: síntese de processos, superestrutura e EVTE**. Rio de Janeiro, 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

O aumento da população mundial, somado ao crescente consumo, acarretou uma geração de resíduos sólidos urbanos (RSUs) crescente, que impossibilita o desenvolvimento sustentável da sociedade, caso seja negligenciada. No Brasil há uma política nacional que regula os resíduos sólidos, mas na prática nem todas as diretrizes funcionam, ainda há vazadouros a céu aberto no país e nem toda a população é atendida pela coleta. Dentro da Política Nacional de Resíduos Sólidos há a hierarquia do gerenciamento dos resíduos, segundo a qual antes da disposição final dos resíduos em aterros, deve ser realizado o reaproveitamento material e energético dos resíduos. No entanto menos de 1 % dos resíduos gerados no país é utilizado na produção energética. Contrapondo a esse cenário, na Alemanha cerca de 32 % dos RSUs são aproveitados para geração de energia e menos de 1 % é disposto em aterros. Com isso, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar o cenário dos RSUs no estado do Rio de Janeiro, identificar as tecnologias disponíveis para a geração de energia a partir dos resíduos do estado, sintetizando fluxogramas alternativos para o processo analisado e identificando o mais promissor, por meio da Teoria de Síntese de Processos. Dentro do contexto do estado, a configuração mais promissora encontrada é o aproveitamento energético com a tecnologia de combustão, com a qual o estado do Rio de Janeiro apresentou um alto potencial de geração energética de 9.575.000 MWh por ano, que teria capacidade de suprir 61% da demanda energética da capital. Foi então realizado o estudo de viabilidade técnica-econômica (EVTE) do fluxograma promissor em dois cenários: recuperação energética ou material do plástico. A partir do EVTE foi identificado que o melhor cenário é realizar a reciclagem mecânica do plástico e para obter um valor presente líquido (VPL) nulo o estado deve pagar R\$ 138,26 /t de RSU tratado pelo processo, na Região do Médio Paraíba, assim o processo é considerado viável do ponto de vista macroeconômico, por gerar benefícios sociais e ambientais.

Palavras-chaves: Síntese de Processos, Resíduos Sólidos Urbanos, Bioenergia, EVTE

ABSTRACT

OLIVEIRA, Júlia Pancini de. **Valoração do Resíduo Sólido Urbano: síntese de processos, superestrutura e EVTE**. Rio de Janeiro, 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

The global population increase along with the rising of consumption have led to a significant growth on the generation of the municipal solid waste (MSW) making it impossible for the sustainable development of our society, if neglected. In Brazil there is a national policy that regulates solid waste but in practice not all the guidelines work, there are still dumps all over the country and not all the population is served by the waste picking. According to the National Policy on Solid Waste there is a hierarchy of waste management stating that before the final disposal of the waste in landfills the recovery of energy (from the waste) must be carried out. However less than 1 % of the waste generated in the entire country is used for energy production. In contrast to this outlook, in Germany about 32 % of MSW are used for power generation and less than 1 % is destined for landfills. Therefore, the present work aims to characterize the MSW scenario in the state of Rio de Janeiro, detecting the available technologies for the generation of energy from the local waste, synthesizing alternative flowcharts for the analyzed process and identifying the most promising through the Theory of Process Synthesis. In the context of the state the most promising configuration found is the energetic use with the combustion technology in which Rio de Janeiro presented a high potential of energy generation being able to generate up to 9,575,000 MWh per year, with the capacity to supply 61% of the Rio de Janeiro city demand. Then it was done a technical-economic feasibility study (TEFS) of the most promising flowchart, considering two scenarios: material or energetic recuperation of plastic waste. From the TEFS, the material recuperation of plastic waste was identified as the best scenarios in the Região do Médio Paraíba. For the net present value (NPV) to be zero, the price paid by the state per ton of MSW treated must be R\$ 138.26. So, the feasibility of the process is due to the social and environmental gains.

Keywords: Process Synthesis, Municipal Solid Waste, Bioenergy, TEFS

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Porcentagem de RSU gerado mundialmente por destinação final	21
Figura 1.2 Destinação final de RSU mundial por renda dos países	22
Figura 1.3 Hierarquia de gerenciamento de resíduos	23
Figura 1.4 Evolução do percentual de RSU por tipo de tratamento na União Europeia de 1995 a 2017	24
Figura 1.5 Fluxograma desenvolvido para a metodologia	29
Figura 2.1 Gravimetria em massa média dos RSUs mundias em 2018.....	34
Figura 2.2 Comparação da gravimetria em massa média dos países classificados por renda	34
Figura 2.3 Série histórica da gravimetria em massa do RSU da cidade do Rio de Janeiro	35
Figura 2.4 Resíduos gerados e recuperados em 2017 de embalagens recicláveis no Brasil	38
Figura 2.5 Evolução anual do percentual de recuperação dos resíduos de embalagem no Brasil.....	38
Figura 2.6 Representação esquemática do TMB	45
Figura 2.7 Representação esquemática de uma planta de digestão anaeróbia.....	47
Figura 2.8 Representação esquemática do processo Thermoselect.....	56
Figura 2.9 Fluxograma de WtE via combustão	57
Figura 2.10 Representação esquemática de uma planta de WtE via combustão.....	58
Figura 2.11 Representação esquemática de uma instalação de combustão (<i>mass burning</i>) com recuperação energética a partir de RSU.....	61
Figura 2.12 Representação esquemática da hidrólise ácida	62
Figura 2.13 Representação esquemática do pré-tratamento de RSU com autoclave para o processo de hidrólise	64
Figura 2.14 Mapa com número de plantas de WtE e quantidade de RSU tratado por país da Europa em 2017	67
Figura 2.15 Distribuição de plantas de WtE por capacidade nos EUA e Alemanha.....	70
Figura 2.16 Linha de tendência dos custos específicos de tratamento pela capacidade de RSU da planta de WtE por combustão na Alemanha.....	75
Figura 2.17 Evolução da produção mundial de plástico de 1950 a 2015	79

Figura 2.18 Evolução das destinações finais para resíduos plásticos coletados na União Europeia de 2006 a 2018	81
Figura 2.19 Fluxo da reciclagem mecânica de materiais plástico	84
Figura 2.20 Representação esquemática de reciclagem mecânica a partir de resíduos plásticos de mesma resina.....	85
Figura 2.21 Matérias-primas e produtos dos principais processos de reciclagem secundária e terciária de resíduos plásticos	88
Figura 2.22 Síntese de processos.....	92
Figura 2.23 Representação da resolução sistemática da síntese de processos por árvore de estados	93
Figura 2.24 Exemplo de representação da resolução sistemática da síntese de processos por superestrutura	94
Figura 2.25 Representação esquemática do método evolutivo.....	95
Figura 3.1 Diagrama consolidado do RSU, tecnologias e métodos de conversão para obtenção do produto final comercializável.....	97
Figura 3.2 Representação da primeira etapa da árvore de estados para a geração de bioenergia a partir de RSU	100
Figura 3.3 Representação da segunda etapa da árvore de estados para o processo de geração de bioenergia a partir de RSU	101
Figura 3.4 Representação da superestrutura para o processo de geração de bioenergia a partir de RSU	102
Figura 3.5 Fluxograma mais promissor pelo método heurístico representado na superestrutura.....	107
Figura 4.1 Projeção da geração de RSU (em t/ano) de 2019 a 2045 nas quatro regiões analisadas do estado do Rio de Janeiro	112
Figura 4.2 Taxa de ocupação para as plantas estudadas nas quatro regiões do estado	113
Figura 4.3 Projeção dos preços relevantes para o projeto de geração de energia a partir de RSU ao longo do horizonte de 2020 a 2045	116
Figura 4.4 Custos de produção anuais (em 10 ⁶ reais) para o primeiro cenário ao longo do horizonte de planejamento para as quatro regiões estudadas	121
Figura 4.5 Custos de produção anuais (em 10 ⁶ reais) para o segundo cenário ao longo do horizonte de planejamento para as quatro regiões estudadas	122
Figura 4.6 FC para plantas de WtE (primeiro cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	123

Figura 4.7 FC para plantas de WtE (primeiro cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro.....	125
Figura 4.8 FC para plantas de WtE e reciclagem de plástico (segundo cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	128
Figura 4.9 FC para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro.....	129
Figura 4.10 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região das Baixadas Litorâneas	136
Figura 4.11 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região Norte Fluminense	136
Figura 4.12 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região do Médio Paraíba.....	137
Figura 4.13 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região Serrana.....	137
Figura 4.14 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região das Baixadas Litorâneas.....	139
Figura 4.15 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região Norte Fluminense.....	139
Figura 4.16 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região do Médio Paraíba	140
Figura 4.17 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região Serrana	140

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 Taxa em euros aplicada em Berlim em 2013 para coleta, transporte e destinação final de RSU por residência por trimestre	26
Tabela 2.1 Classificação e caracterização de resíduos segundo a periculosidade.....	32
Tabela 2.2 Gravimetria em massa dos RSU do estado do Rio de Janeiro em 2012.....	36
Tabela 2.3 Metas do acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa	37
Tabela 2.4 RSU recicláveis gerados no estado do Rio de Janeiro em 2012 e estimados em 2018	40
Tabela 2.5 Taxa de reciclagem de RSU recicláveis no estado do Rio de Janeiro e no Brasil em 2012	41
Tabela 2.6 Poder Calorífico Inferior por composição de Biogás	42
Tabela 2.7 Classificação de processos de digestão anaeróbia	47
Tabela 2.8 Comparação dos parâmetros operacionais para processos de pirólise convencional, rápida e <i>flash</i>	50
Tabela 2.9 Reatores e Condições Operacionais do processo de pirólise.....	51
Tabela 2.10 Produção energética da gaseificação para diferentes empresas.....	54
Tabela 2.11 Tabela comparativa das alternativas tecnológicas para o aproveitamento energético avaliado	65
Tabela 2.12 Energia média gerada em plantas de WtE via combustão na Alemanha....	68
Tabela 2.13 Energia média gerada em plantas de WtE via combustão nos EUA.....	69
Tabela 2.14 Faixas de valores de capacidade típica para plantas de tratamento térmico do RSU	70
Tabela 2.15 Energia média gerada por tonelada de RSU para cada alternativa tecnológica	71
Tabela 2.16 Potencial energético no estado do Rio de Janeiro para cada alternativa tecnológica.....	72
Tabela 2.17 Potencial de geração energética pela combustão por região administrativa do estado	73
Tabela 2.18 Variação do custo específico de tratamento por capacidade	75
Tabela 2.19 Simbologia e características das principais resinas plásticas	77
Tabela 2.20 Tabela comparativa das alternativas tecnológicas para a reciclagem de resíduos plásticos.....	90

Tabela 4.1 Taxa média de crescimento populacional dos últimos 10 anos para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro estudadas.....	111
Tabela 4.2 Consolidado de informações técnicas e econômicas das referências utilizadas para o EVTE.....	117
Tabela 4.3 Valores de IT (em 10 ⁶ reais) estimados para as três capacidades instaladas estudadas.....	118
Tabela 4.4 Custos de produção da planta de incineração alemã de referência com capacidade instalada de 250.000 t/ano	119
Tabela 4.5 CP (em 10 ⁶ reais) estimados para o subsistema TMC para as três capacidades instaladas estudadas.....	120
Tabela 4.6 Custos de produção anuais de reciclagem mecânica de plástico com capacidade instalada de 80.000 t/ano	121
Tabela 4.7 VPL e TIR para plantas de WtE (primeiro cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	124
Tabela 4.8 VPL e TIR para plantas de WtE (primeiro cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	125
Tabela 4.9 VPL e TIR para plantas de WtE (primeiro cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro variando o preço recebido para tratamento de RSU.....	126
Tabela 4.10 Preços mínimos pelo tratamento do RSU em 2020 no primeiro cenário a fim de tornar o VPL nulo para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro.....	127
Tabela 4.11 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	128
Tabela 4.12 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	131
Tabela 4.13 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) para diferentes fatores multiplicativos para a premissa do investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro.....	131
Tabela 4.14 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem de plástico (segundo cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro variando o preço recebido para tratamento de RSU	133
Tabela 4.15 Preços mínimos pelo tratamento do RSU no segundo cenário a fim de tornar o VPL nulo para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro	134

Tabela A.0.1 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do primeiro cenário para as Baixadas Litorâneas	161
Tabela A.0.2 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do primeiro cenário para o Norte Fluminense	162
Tabela A.0.3 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do primeiro cenário para o Médio Paraíba	163
Tabela A.0.4 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do primeiro cenário para a Região Serrana	164
Tabela B.0.1 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do segundo cenário para as Baixadas Litorâneas	165
Tabela B.0.2 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do segundo cenário para o Norte Fluminense	166
Tabela B.0.3 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do segundo cenário para o Médio Paraíba	167
Tabela B.0.4 Planilha com o FC (em 10^6 reais) do segundo cenário para a Região Serrana	168

LISTA DE ABREVIATURAS/SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
CC	Conversão por meio de caldeira
CCT	Conversão por meio de caldeira e turbina
CEMPRE	Compromisso Empresarial Para Reciclagem
CF	Custo fixo
CG	Capital de giro
CHP	<i>Combined heat and power</i>
CM	Conversão por meio de motor
CP	Custo de produção
CPQ	Conversão por meio de processos químicos ou bioquímicos
CS	Com secagem
CT	Conversão por meio de turbina
CV	Custo variável
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EVTE	Estudo de viabilidade técnica e econômica
FC	Fluxo de caixa
IF	Investimento fixo
ISWA	<i>International Solid Waste Association</i>
IT	Investimento total
LER	Lista Europeia de Resíduos
PERS	Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PTQ	Pré-tratamento químico
RDO	Resíduos Domiciliares
RGM	Redução granulométrica por moagem
RGT	Redução granulométrica com triturador
RLU	Resíduos de Limpeza Urbana

RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SCR	Redução Catalítica Seletiva
SF	Separação na fonte
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SPTQ	Sem pré-tratamento químico
SRG	Sem redução granulométrica
SS	Sem secagem
SSF	Sem separação na fonte
TC	Tecnologia de combustão
TDA	Tecnologia de digestão anaeróbia
TG	Tecnologia de gaseificação
TH	Tecnologia de hidrólise
TIR	Taxa interna de retorno
TMB	Tratamento Mecânico Biológico
TMC	Triagem mecânica complexa
TMS	Triagem mecânica simples
TP	Tecnologia de pirólise
VPL	Valor presente líquido
WtE	<i>Waste-to-energy</i>

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	19
1.1. MOTIVAÇÃO	19
1.2. OBJETIVOS	27
1.3. METODOLOGIA	28
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	31
2.1. RESÍDUO SÓLIDO URBANO	31
2.2. PRODUTOS PROVENIENTES DO RSU	36
2.3. TECNOLOGIAS PARA GERAR ENERGIA A PARTIR RSU.....	43
2.3.1. Tratamento Mecânico Biológico	43
2.3.2. Digestão anaeróbia	45
2.3.3. Pirólise.....	49
2.3.4. Gaseificação	52
2.3.5. Combustão.....	56
2.3.6. Hidrólise	61
2.3.7. Comparação entre as diferentes tecnologias	64
2.4. A FRAÇÃO PLÁSTICA DO RSU.....	75
2.4.1. Panorama do Plástico	76
2.4.2. Tecnologias para Reciclagem.....	81
2.5. SÍNTESE DE PROCESSOS.....	92
2.5.1. Método Heurístico.....	94
2.5.2. Método Evolutivo.....	95
3 SÍNTESE DE FLUXOGRAMAS ALTERNATIVOS PARA O CASO RSU – ENERGIA.....	96
3.1. REGRAS HEURÍSTICAS.....	102
3.2. FLUXOGRAMA PROMISSOR – RIO DE JANEIRO.....	106
4 FLUXOGRAMA PROMISSOR: EVTE E ANÁLISE DE CENÁRIOS.....	108
4.1. ESTUDO DE LOCALIZAÇÃO E PROJEÇÃO DA DEMANDA	111
4.2. ESTUDO E PROJEÇÃO DE PREÇOS	113

4.3.	ESTUDO DOS INVESTIMENTOS.....	116
4.4.	ESTUDO DOS CUSTOS DE PRODUÇÃO.....	119
4.5.	FLUXO DE CAIXA E INDICADORES	122
4.5.1.	Primeiro Cenário	123
4.5.2.	Segundo Cenário	127
4.6.	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	134
4.7.	ANÁLISE DE CENÁRIOS.....	141
5	CONCLUSÃO	144
5.1.	SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS.....	145
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	147
	APÊNDICE A - PLANILHA COM O FC DO PRIMEIRO CENÁRIO PARA AS QUATRO REGIÕES.....	161
	APÊNDICE B - PLANILHA COM O FC DO SEGUNDO CENÁRIO PARA AS QUATRO REGIÕES.....	165
	APÊNDICE C - PROPOSTA DE ARTIGO PARA SUBMISSÃO.....	169
	ANEXO A - FATORES DE CONVERSÃO DE UNIDADE PARA ENERGIA.....	190
	ANEXO B - CIDADES DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO DIVIDIDAS POR REGIÃO ADMINISTRATIVA, COM POPULAÇÃO E GERAÇÃO <i>PER CAPITA</i> DE RSU EM 2010	190

1. INTRODUÇÃO

Esse capítulo apresenta as motivações ao estudo dos processos de geração de energia a partir de resíduo sólido urbano (RSU). Para isso, é realizada uma discussão acerca dos problemas que a falta de gestão adequada dos RSU traz à sociedade, o potencial de geração de valor que os resíduos possuem e as limitações para essa geração. Em seguida são apresentados os objetivos do trabalho, passando pelo objetivo geral e os específicos.

1.1. MOTIVAÇÃO

O desenvolvimento é dito sustentável quando atende às necessidades do presente, sem comprometer as necessidades das gerações futuras, priorizando as necessidades dos pobres (WCED, 1987). Essa definição apesar de ampla, visto que não explora quais são as necessidades, e antiga é importante por começar o debate de desenvolvimento sustentável (ACSELRAD, 1999).

A geração e consequente gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSUs) é um problema do desenvolvimento atual, que compromete além das gerações futuras, a presente. O Banco Mundial apurou que em 2016 foram gerados 2,01 bilhões de toneladas de RSUs no mundo e estima que esse valor aumente para 3,40 bilhões de toneladas por ano até 2050 (KAZA *et al.*, 2018). Projetando a geração de 2016 para o ano de 2019, considerando o crescimento populacional, estima-se que atualmente são gerados 2,08 bilhões de toneladas de RSUs por ano no mundo. No Brasil, em 2018, foram gerados 79,0 milhões de toneladas, o que corresponde à 3,8 % do total de RSU gerados mundialmente (ABRELPE, 2019). Segundo o Relatório Síntese do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro – ou PERS (2013) – o estado gerou em 2013 em média 1,1 kg por habitante por dia, equivalente a 6,4 milhões de toneladas de RSU no ano. Mantendo a projeção conservadora, ou seja, considerando a média de geração por habitante constante ao longo dos anos e atualizando o número de habitantes, estima-se que em 2019 foram gerados cerca de 6,7 milhões de toneladas de RSU no estado (SEA, 2013). No entanto, como a tendência mundial é de aumento de consumo, e de consequente aumento de geração de resíduos, a média de geração por habitante tende a subir, por isso a projeção é dita conservadora. O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) realiza anualmente o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (SNIS, 2019), com

dados da gestão de RSU, informados pelos órgãos de saneamentos dos municípios. É o maior sistema de informações do setor no Brasil, mas ao analisar seus dados, é importante atentar-se ao espaço amostral, uma vez que nem todos os municípios informam os dados solicitados. Atentando-se a esse fato, dos 92 municípios do estado do Rio de Janeiro, 63 apresentaram informações ao SNIS, representando 91 % da população urbana do estado. Essa população gerou 6,4 milhões de toneladas de RSU no ano de 2018 (SNIS, 2019), permitindo estimar a geração total de RSU do estado como 7,0 milhões de toneladas por ano. Esse valor superior à estimativa de 6,7 milhões de toneladas com os dados do PERS (SEA, 2013) corrobora com a tendência de aumento da geração *per capita* de RSU. No desenvolvimento do presente trabalho, será considerado a geração no estado do Rio de Janeiro em 2019 como 7,0 milhões de toneladas anuais.

A gestão de resíduos tornou-se um desafio para os países, devido ao alto volume de RSU gerado, e entre esses desafios há a coleta. Nos países de baixa renda, apenas 39% do RSU é coletado contra 96 % em países de alta renda (KAZA *et al.*, 2018). Dados apurados pelo Banco Mundial em 2012, mostram que no Brasil esse valor era intermediário, com a coleta realizada para 83 % dos RSU (HOORNWEG, 2012). No entanto, segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019, realizado pela ABRELPE (2019), o indicador de coleta no Brasil aumentou em 9 pontos percentuais se aproximando dos países de alta renda, ou seja, 92 % dos resíduos gerados em 2018 foram atendidos pela coleta. Já no estado do Rio de Janeiro o valor é similar ao dos países de alta renda desde 2013, quando a coleta atendeu 96 % do RSU gerado (SEA, 2013), os dados apurados pela SNIS (2019) mostram que 99 % da população do Rio de Janeiro no espaço amostral do diagnóstico é atendida pela coleta, valor acima da média de coleta para países de renda alta. Outras dificuldades na gestão de resíduos é a implementação de coleta seletiva, de logística reversa¹ e a destinação e disposição finais adequadas do RSU.

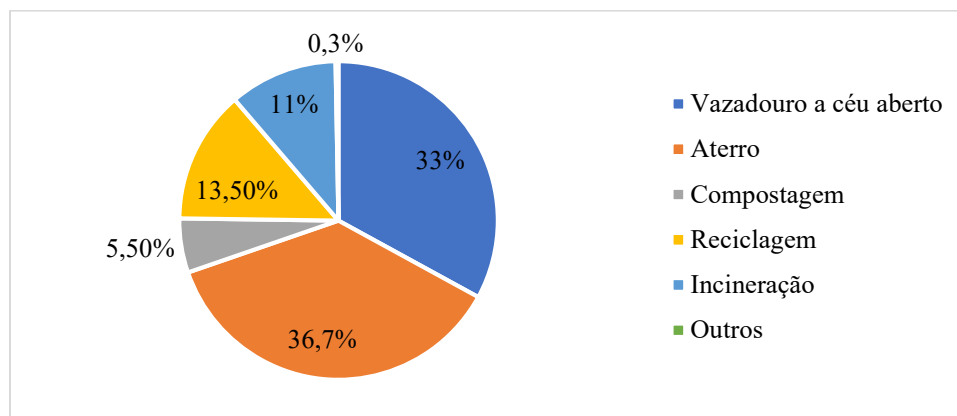
Vale ressaltar a diferença entre destinação e disposição. Disposição final adequada é, segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), a ordenação dos rejeitos em aterros sanitários ou controlados, atendendo as normas operacionais para evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e para minimizar os danos ambientais. Ainda segundo a PNRS (BRASIL, 2010), destinação final adequada

¹ Segundo Brasil (2010) “instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada”.

se diferencia por ser o destino dado aos resíduos, englobando não apenas a disposição final, mas também a reutilização, a compostagem, a reciclagem, a recuperação e o reaproveitamento energético dos resíduos, também de forma a evitar os danos ou riscos supracitados.

Mundialmente a destinação final mais utilizada são os aterros, englobando os aterros sanitários, controlados e não especificados. A segunda destinação mais usada são os vazadouros a céu aberto, conhecidos popularmente como lixões. Essas duas principais destinações, se configuram como disposições finais, por não reaproveitarem os resíduos os tratando como rejeitos, e totalizam 70 % dos RSUs mundiais (KAZA *et al.*, 2018). A recuperação material – reciclagem e compostagem – é a destinação de 19 % dos RSUs gerados no mundo (KAZA *et al.*, 2018). As duas destinações podem ser analisadas em conjunto, pois alguns países categorizam compostagem como reciclagem da fração orgânica do RSU. A última destinação com contribuição relevante é a incineração, responsável por 11 % dos RSUs gerados mundialmente (KAZA *et al.*, 2018). Essa distribuição das destinações finais usadas globalmente, está representada na Figura 1.1, que mostra a porcentagem de RSU por ano por destinação final no mundo.

Figura 1.1 Porcentagem de RSU gerado mundialmente por destinação final



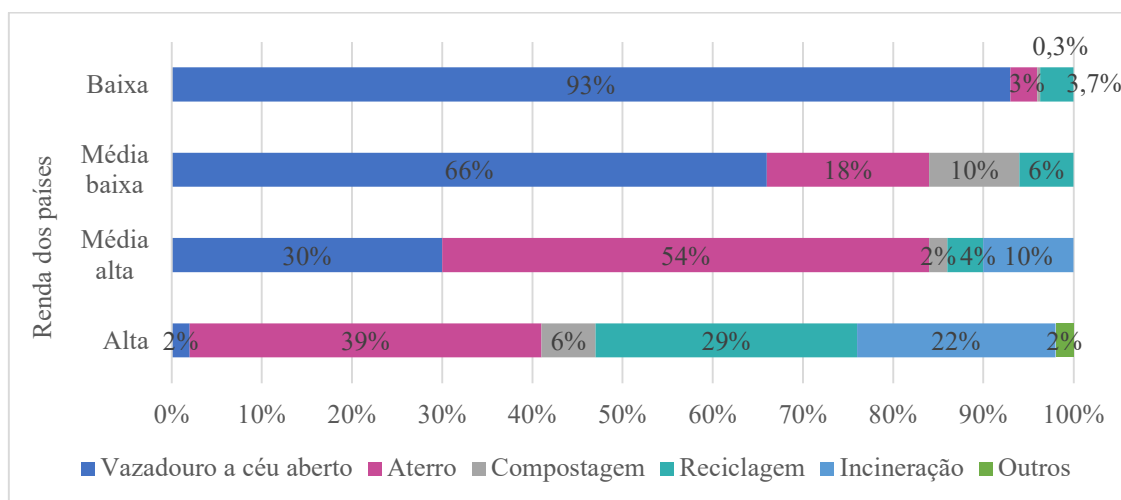
Fonte: KAZA *et al.* (2018, p. 34)

A utilização das destinações finais varia entre os países de acordo com a renda, como pode ser visto na Figura 1.2. Dividindo os países em 4 grandes grupos de acordo com a renda *per capita*² em dólar americano, tem-se países de renda *per capita*: alta – acima de \$ 12.476; média alta – entre \$ 4.036 e \$ 12.475; média baixa – entre \$ 1.026 e

² A classificação dos países por renda *per capita* foi feita pelo Banco Mundial com estimativas do Produto Nacional Bruto em 2015 (KAZA *et al.*, 2018).

\$ 4.035 e baixa – abaixo de \$ 1.025. Nessa classificação o Brasil se enquadra como país de renda *per capita* média alta (KAZA *et al.*, 2018). Comparando as destinações finais dada aos resíduos dos países pela renda, os países de renda alta utilizam vazadouro a céu aberto apenas para 2 % dos RSUs e reciclagem para 29 %, por outro lado os países de renda baixa utilizam em 93 % e menos de 4 %, respectivamente (KAZA *et al.*, 2018). No Rio de Janeiro, até 2013, 4,4 % do RSU gerado no estado era disposto em vazadouros a céu aberto, e apenas 2 % reciclado (SEA, 2013). Esses dados mostram que o estado mescla entre os cenários de países de rendas alta e baixa. Apesar de um percentual baixo dos seus RSUs terem uma disposição inadequada, como os países de renda alta, uma fração pequena é reaproveitada pela reciclagem, como nos países de renda baixa.

Figura 1.2 Destinação final de RSU mundial por renda dos países



Fonte: KAZA *et al.* (2018, p. 35)

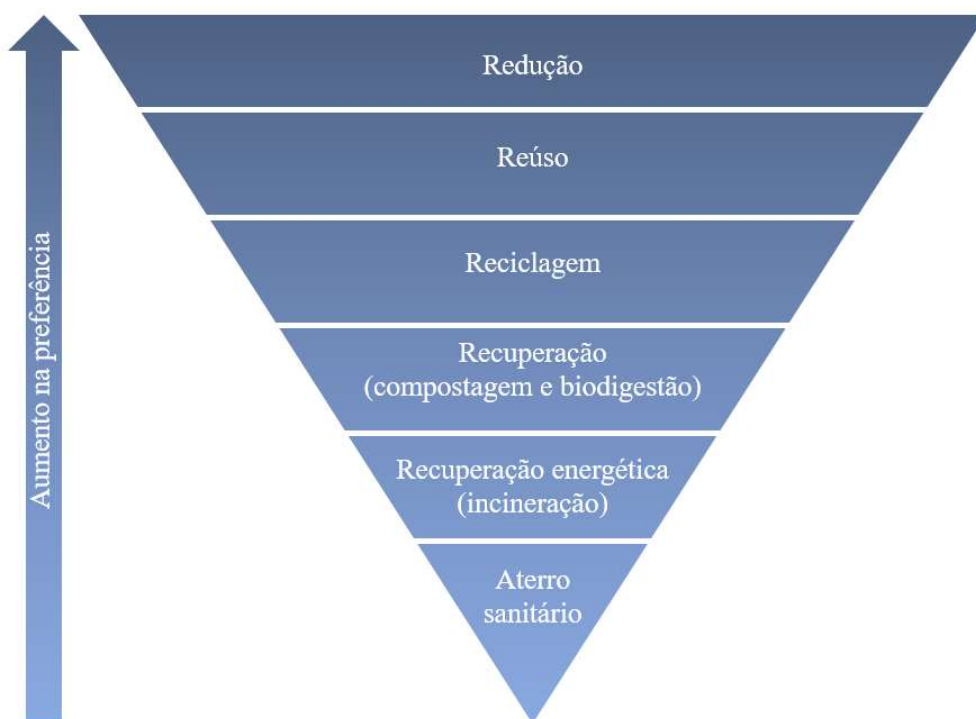
A disposição inadequada pode gerar impactos ambientais nocivos, tais como contaminação de águas pelo lixiviado, poluição do ar por queima indevida, emissão de gases de efeito estufa em aterros e vazadouros a céu aberto – 5 % da emissão mundial de gases de efeito estufa é oriunda do tratamento e descarte dos RSUs, devido à coleta inadequada de resíduos, despejo descontrolado e queima de resíduos, principalmente pela disposição em vazadouros a céu aberto e aterros sem sistema de coleta de gás de aterro³ (KAZA *et al.*, 2018). Tendo em vista esse cenário e como base a definição de desenvolvimento sustentável apresentada no Relatório de Brundtland na Comissão

³ Biogás proveniente da decomposição anaeróbia dos resíduos dispostos em aterro (ESPIRITO SANTO FILHO, 2013).

Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (WCED, 1987), observa-se que o tratamento de RSU com a atual geração e gestão não é sustentável.

Uma forma de tornar esse quadro sustentável é a utilização da hierarquia de gerenciamento de resíduos, mostrada na Figura 1.3. A hierarquia propõe uma priorização para as destinações finais dos resíduos, a fim de minimizar os impactos sociais, à saúde pública e ambientais. Segundo ela, preferencialmente deve haver uma redução na geração de resíduos, em seguida o reúso dos resíduos gerados, e depois a recuperação material, sendo a reciclagem preferencial à compostagem e à biodigestão. Os resíduos que não puderem ser recuperados devem então ser encaminhados à incineração com recuperação energética. Conforme a PNRS, a recuperação energética dos resíduos é uma destinação final adequada, desde que a tecnologia usada seja viável técnica e ambientalmente e tenha monitoramento da emissão de gases (BRASIL, 2010). Por fim, o mínimo de resíduo remanescente deve ser disposto em aterro sanitário.

Figura 1.3 Hierarquia de gerenciamento de resíduos

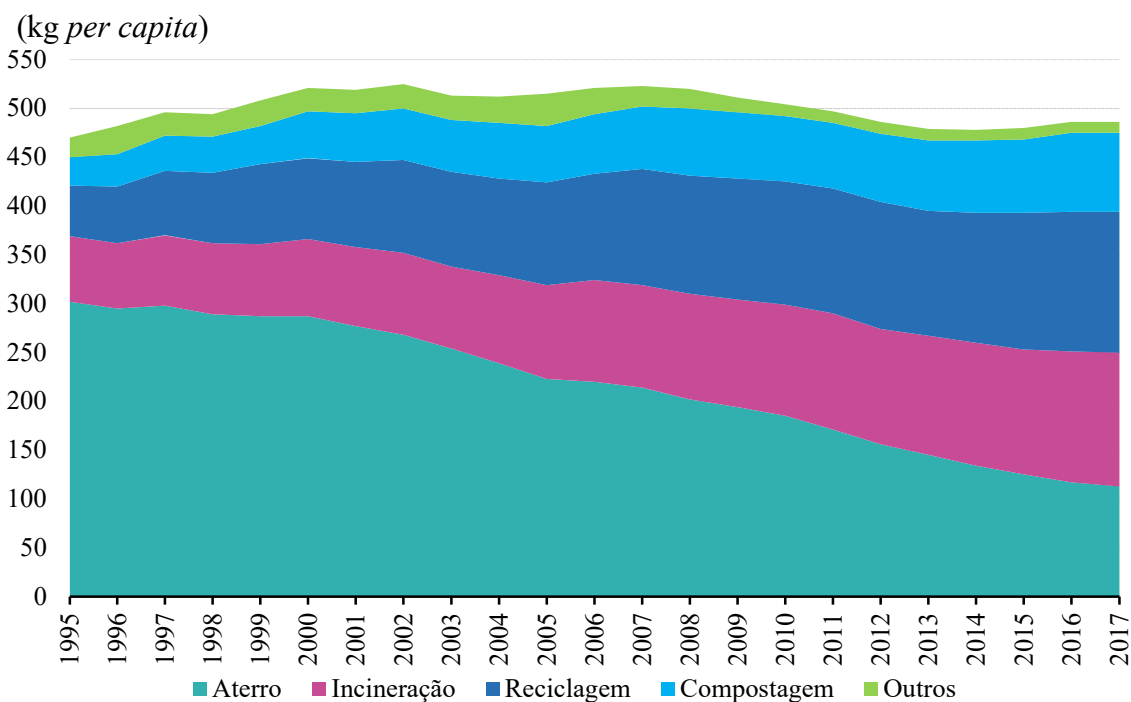


Fonte: elaboração própria a partir de HOORNWEG (2012)

No Brasil, seguir a hierarquia de gerenciamento de resíduos é um desafio, devido à falta de cultura e infraestrutura para coletar os resíduos de forma segregada e, visando a recuperação energética dentro da hierarquia, os altos custos para implementação e

operação dessas usinas. Mas existe um potencial na exploração dessa área, visto que diversos produtos podem ser gerados – tais como biogás, por meio da biodigestão ou de aterros já existentes; gás de síntese, pela gaseificação; bioetanol, pela hidrólise – o que já é realidade em outros países. Na União Europeia, em 1995, cerca de 64 % dos RSUs eram dispostos em aterro, 14 % eram incinerados e 17 % encaminhados para recuperação material (EUROSTAT, 2019). Em 2017, cerca de 28 % do RSU da União Europeia era reaproveitado como energia por meio de incineração (EUROSTAT, 2019) e 46 % do RSU encaminhado para recuperação material – reciclagem e compostagem – (EEA, 2019). Ou seja, a porcentagem de recuperação energética teve um aumento de 105 % e a material de 178 % em 23 anos na União Europeia (EUROSTAT, 2019). Essa evolução no tratamento do RSU na União Europeia pode ser vista na Figura 1.4, que mostra a tendência de diminuição da disposição final e aumento nas recuperações tanto material, com compostagem e reciclagem, quanto energética por meio da incineração.

Figura 1.4 Evolução do percentual de RSU por tipo de tratamento na União Europeia de 1995 a 2017



Fonte: EUROSTAT (2019, p. 6)

Na União Europeia 10 países⁴ restringiram a disposição em aterros sanitários de resíduos passíveis de recuperação (PLASTICS EUROPE, 2019). A Alemanha está entre esses países e desponta como referência em recuperação energética de RSU. Em 2016, menos de 1 % do RSU gerado no país era encaminhado a aterros, sendo todo o restante reaproveitado seguindo a hierarquia do gerenciamento de resíduos, cerca de 48 % reciclado, 18 % em compostagem e 32 % incinerado para aproveitamento energético (KAZA *et al.*, 2018). Apesar do percentual dos resíduos que vão para a recuperação energética pela combustão ser menor que os dados apresentados para a União Europeia, outra referência mundial em recuperação energética são os Estados Unidos da América, onde 12,8% dos resíduos gerados são encaminhados para a recuperação energética, 25,7 % para reciclagem e 8,9 % para compostagem, mas os 52,6 % restantes não são reaproveitados, sendo dispostos em aterro (BHOI *et al.*, 2018).

No Brasil, dados de 2012 apontavam que a quantidade de RSU reaproveitado para geração de energia por incineração era menor que 0,1 % do total coletado (IPEA, 2012). Mais recentemente, segundo dados do Banco Mundial, do total de RSU gerado 0,2 % é recuperado pela compostagem e 1,4 % pela reciclagem, mas 90,8 % não é reaproveitado, sendo 53,3 % disposto em aterros sanitários, 21,9 % em aterros controlados e 15,6 % em vazadouros a céu aberto (KAZA *et al.*, 2018). Esse potencial para geração de valor por meio da recuperação energética não aproveitado é o foco do presente trabalho.

Apesar do potencial descrito, há algumas limitações para a implantação de usinas de recuperação energética do RSU. Conforme abordado anteriormente, 92 % dos RSUs gerados no Brasil são coletados (ABRELPE, 2019), porém a coleta seletiva atende apenas 22 % dos municípios brasileiros (CEMPRE, 2019a). Portanto, a primeira limitação para a recuperação energética é a triagem do montante de RSU recolhido. Além dessa limitação, há o elevado investimento para a montagem e operação de usinas para geração de energia a partir de RSU. Em alguns países desenvolvidos, essa limitação é contornada pela existência de uma taxa específica, denominada Taxa de Destinação Final do RSU, que possui um valor elevado viabilizando a implantação dessas usinas (RIBEIRO, 2016).

No Brasil, entretanto, de acordo com os dados apurados em 62,3 % dos municípios brasileiros – que correspondem a 85,6 % da população – pelo SNIS (2019), 60,2 % da população no Brasil é cobrada pelos serviços de coleta, transporte e destinação final dos RSUs. Dos municípios que realizam a cobrança, 83,9 % a fazem diretamente no boleto

⁴ Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Finlândia, Luxemburgo, Noruega, Países Baixos, Suécia, Suíça

de IPTU, e 10,4 % como taxa no boleto de água (SNIS, 2019). No entanto, cerca de 74 % dos municípios que realizam a cobrança, arrecadam valor inferior a 50 % das despesas, ou seja, o órgão gestor não apresenta autossuficiência financeira com manejo de RSU (SNIS, 2019), o que indica um elevado custo também para disposições finais adequadas.

Dentre os municípios na amostra do SNIS (2019), 41 % indicaram a receita arrecadada *per capita* com os serviços de coleta, transporte e destinação final dos RSUs, em média o valor apurado foi de 35,71 reais por habitante por ano. Considerando apenas os municípios do estado do Rio de Janeiro, essa receita média aumenta para 45,07 reais por habitante por ano (SNIS, 2019).

Gibbs *et al.* (2014) apresentam os valores pagos pelos mesmos serviços em Berlim. Na Alemanha a cobrança é realizada com base na quantidade de resíduos coletados por residência semanalmente e no tipo de resíduo: orgânico e fração não orgânica. A Tabela 1.1 apresenta as taxas pagas em Berlim.

Tabela 1.1 Taxa em euros aplicada em Berlim em 2013 para coleta, transporte e destinação final de RSU por residência por trimestre

Tamanho do contêiner coletado semanalmente	Resíduos orgânicos (euros por residência por trimestre)	Resíduos não orgânicos (euros por residência por trimestre)
60 L	31,3	66,75
120 L	32,6	81,87
240 L	36,5	101,88
660 L	80,9	233,83
1.100 L	97,8	320,09

Fonte: Gibbs *et al.* (2014, p. 197)

Ainda de acordo com Gibbs *et al.* (2014), o contêiner mais utilizado é o de 240 L. Para fins de comparação será considerado que a fração orgânica corresponda em média a 32 % do RSU total (KAZA *et al.*, 2018), então considerando-se que em média seja utilizado o contêiner de 240 L, a taxa média é de 80,96 euros por residência por trimestre. Aplicando o câmbio de euros para reais e considerando o valor anual, a taxa fica com valor de 1.501,62 reais por residência por ano (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2020). A taxa média do estado do Rio de Janeiro é de 45,07 reais por habitante por ano (SNIS, 2019), considerando a média de três habitantes por residência (SNIS, 2019) a taxa é equivalente à 135,21 reais por residência por ano, bem inferior a aplicada na capital alemã. A taxa da cidade do Rio de Janeiro é bem superior à média do estado, sendo de

297,93 reais por habitante por ano (SNIS, 2019), utilizando a premissa de 3 habitantes por residência, essa taxa é de 893,79 reais por residência por ano. Comparando o valor da taxa com coleta, transporte e destinação final do RSU na cidade do Rio de Janeiro com o valor da mesma taxa em Berlim, a diferença ficou menos destoante, no entanto o valor aplicado no Rio de Janeiro ainda é menos que 60 % do valor aplicado em Berlim.

Essa grande diferença entre as taxas aplicadas no estado e cidade do Rio de Janeiro e a aplicada em Berlim, corrobora com a segunda limitação para implementação de usinas de recuperação energética de RSU no estado. Os elevados custos de investimento e operação nessas usinas podem não ser contornados pelas taxas de manejo dos resíduos sólidos aplicadas no Rio de Janeiro.

1.2. OBJETIVOS

Com o exposto, o presente trabalho tem como objetivo geral síntese do processo de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos, incluindo sua avaliação econômica preliminar. Esse estudo será baseado no cenário do estado do Rio de Janeiro.

Para tal, os seguintes objetivos específicos devem ser alcançados:

- a) caracterização dos resíduos sólidos urbanos;
- b) identificação das tecnologias disponíveis para a geração de energia a partir de RSU e seus gargalos;
- c) hierarquização das tecnologias em função do rendimento na produção de bioenergia;
- d) definição de metodologia sobre síntese de processos;
- e) estabelecimento de fluxograma base para o caso estudado por meio das regras heurísticas;
- f) estudo preliminar de viabilidade econômica para o fluxograma base e análise de cenários.

Esses objetivos estão divididos em três capítulos, seguidos da conclusão. O Capítulo 2 do presente trabalho, irá abordar os quatro primeiros objetivos supracitados, estando divididos em caracterização dos RSU, com a classificação legal segundo a PNRS e Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), além de características como gravimetria e volume gerado para o estado do Rio de Janeiro. Em seguida serão discutidos os possíveis produtos que podem ser gerados a partir do RSU. Ainda nesse capítulo

definem-se as tecnologias disponíveis para geração desses produtos, com a identificação dos gargalos e hierarquização em função dos rendimentos na produção, e em seguida a metodologia sobre síntese de processos é apresentada. Inicia-se definindo síntese de processos, seguida pela definição dos métodos.

O Capítulo 3 enfoca o quinto objetivo específico, apresenta o desenvolvimento dos fluxogramas alternativos para o caso estudado, RSU – energia, e a montagem da superestrutura, por meio da apresentação e discussão de regras heurísticas. Nesse capítulo é definido o fluxograma base para o caso estudado no estado do Rio de Janeiro.

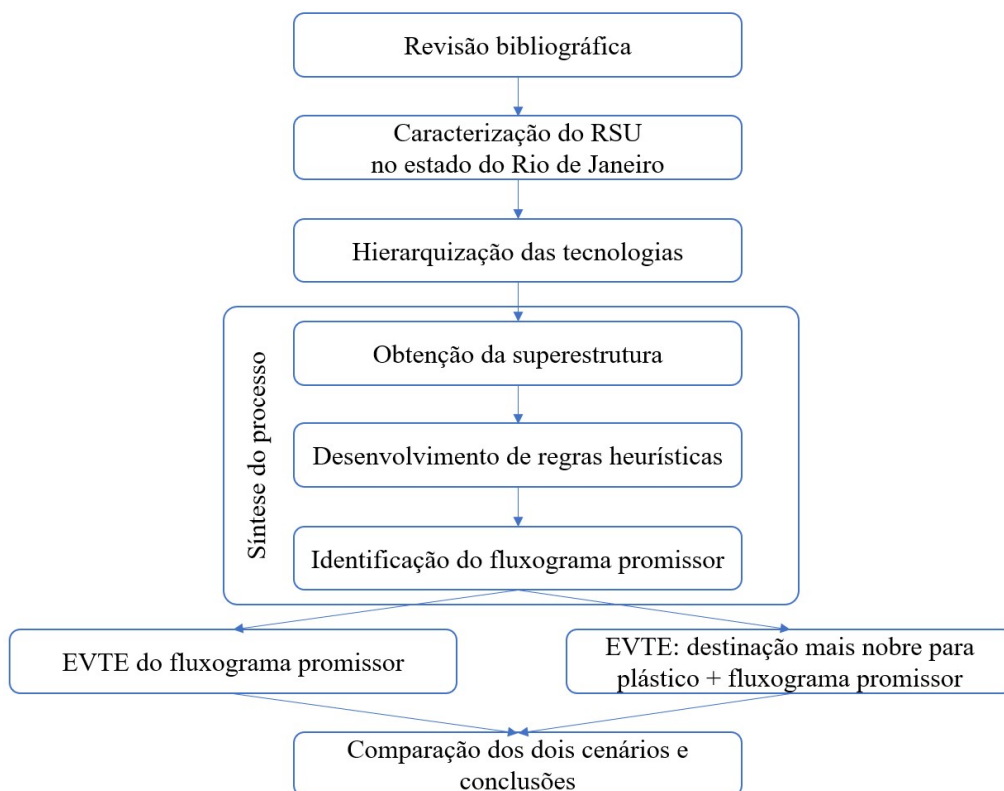
O Capítulo 4 traz o estudo preliminar de viabilidade econômica para o fluxograma base e uma análise de cenários, a fim de propor a melhor solução – dentre as apresentadas – para a fração plástica do RSU.

Por fim, no Capítulo 5 são apresentadas as conclusões do trabalho, com relação ao fluxograma mais promissor, além de sugestões e recomendações para estudos futuros.

1.3. METODOLOGIA

Para atender o objetivo geral do trabalho, foi proposta uma metodologia de estudo que passa por cada um dos objetivos específicos, a fim de cumprir o estabelecido no item 1.2. A Figura 1.5 apresenta um fluxograma com as etapas metodológicas, que são descritas a seguir.

Figura 1.5 Fluxograma desenvolvido para a metodologia



Fonte: elaboração própria

Inicialmente foi realizada uma revisão na literatura para estabelecer o que se conhece mundialmente dos três principais objetos de estudo: os resíduos sólidos urbanos, os produtos que podem ser obtidos a partir desses resíduos e as tecnologias por meio das quais esses produtos podem ser obtidos. Nessa revisão, passa-se também por conceitos de Síntese de Processos, um campo da Engenharia de Processos que será utilizado para elaboração da superestrutura e definição do fluxograma base.

Com isso, foi realizada a caracterização dos RSUs do estado do Rio de Janeiro. A partir de informações obtidas na revisão bibliográfica foi possível determinar a gravimetria em massa dos RSUs do estado. A gravimetria do RSU é importante por possibilitar a compreensão do que compõem o RSU e como esses materiais podem ser valorados na geração de energia. Foi feita também a comparação e hierarquização das tecnologias identificadas em busca da mais adequada para o processo de geração de energia a partir de RSU.

Tendo identificado as tecnologias e o cenário do RSU no Rio de Janeiro, com base na teoria de Síntese de Processos, o processo de geração de energia a partir de RSU foi dividido em sete subsistemas: separação na fonte, triagem mecânica, tecnologia, redução

granulométrica, secagem, pré-tratamento químico e conversão. Para cada um desses subsistemas foram identificados os estados alternativos para a realização do processo. Com isso, obteve-se fluxogramas alternativos para a obtenção de energia a partir de RSU. Esses fluxogramas compõem a superestrutura. A partir da superestrutura, tendo como base o cenário do estado do Rio de Janeiro e a hierarquização das tecnologias, foram estabelecidas regras heurísticas para a identificação do fluxograma mais promissor, ou fluxograma base.

Com o fluxograma promissor estabelecido, foram levantados seus dados técnicos e econômicos para possibilitar o estudo preliminar de viabilidade técnica e econômica (EVTE) do processo. Durante todo o estudo, o RSU foi analisado como um todo, assim todas as suas frações possíveis de serem tratadas pela tecnologia estabelecida para geração de energia foram consideradas juntas.

Dentre as frações que constituem o RSU, as de vidro e metias devem ser segregadas, pois não podem ser convertidas em energia. Outras apresentam aplicações diversas: o plástico é uma fração mais nobre do RSU, por apresentar o maior poder calorífico e por ter outras destinações como a reciclagem. Segundo a hierarquia de gerenciamento de resíduos, apresentada na Figura 1.3, deve ser destinado à reciclagem preferencialmente à recuperação energética. Dessa forma, foi avaliado um segundo cenário, por meio de um EVTE, no qual a fração plástica do RSU é encaminhada à reciclagem e o restante segue o fluxograma promissor estabelecido para a geração de energia.

Após a elaboração dos dois cenários: 1) fração plástica encaminhada juntamente com as demais frações do RSU para a geração de energia através do fluxograma mais promissor; 2) fração plástica encaminhada para reciclagem e demais frações tratáveis do RSU para a geração de energia através do fluxograma promissor – foi realizada a comparação entre eles, com o propósito de se estabelecer qual o melhor destino para o RSU nesse contexto, considerando os aspectos técnicos e econômicos. E por fim, foram realizadas as considerações finais.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. RESÍDUO SÓLIDO URBANO

Resíduo sólido é o material resultante de atividade humana que não possui mais utilidade imediata e será conduzido à destinação final. Esse material tem estado físico, principalmente, sólido ou semissólido, mas materiais gasosos contidos em recipientes e líquidos inviáveis de serem lançados em corpos líquidos, também são considerados como resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Os resíduos sólidos devem ser conduzidos à destinação final ambientalmente adequada, que pode ser com reaproveitamento, como reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação energética; ou sem reaproveitamento, como aterro sanitário. Rejeito, por outro lado, é o resíduo sólido que passou pelas destinações finais com reaproveitamento e, esgotadas as tecnologias economicamente viáveis, é levado à disposição final (BRASIL, 2010), ou seja, é o resíduo que não pode ser encaminhado a uma destinação final com reaproveitamento. Esse trabalho irá abordar os resíduos sólidos que podem sofrer tratamento para recuperação, excluindo assim os rejeitos.

Na legislação brasileira, os resíduos sólidos podem ser classificados quanto à origem e quanto à periculosidade. Seguindo a primeira forma de classificação, os resíduos sólidos são divididos em onze categorias, listadas de (a) a (k):

- a) resíduos domiciliares;
- b) resíduos de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico;
- f) resíduos industriais;
- g) resíduos de serviço de saúde;
- h) resíduos da construção civil;
- i) resíduos agrossilvopastoris;
- j) resíduos de serviços de transporte;
- k) resíduos de mineração.

Os RSUs (c) são resíduos englobados em (a) e (b), ou seja, são caracterizados como aqueles provenientes de atividades domésticas – resíduos domiciliares (RDO): (a) – e de serviços de limpeza urbana – resíduos de limpeza urbana (RLU): (b) (BRASIL, 2010).

Na segunda forma de classificação, quanto à periculosidade, a PNRS classifica os resíduos sólidos como perigosos e não perigosos. A ABNT divide a classe de perigosos em duas categorias: não inertes e inertes. Dessa forma, há três classes possíveis, apresentadas na Tabela 2.1 (ABNT, 2004). Os RSUs são classificados como resíduos não inertes, classe II A, por serem combustíveis, biodegradáveis ou solúveis em água.

Tabela 2.1 Classificação e caracterização de resíduos segundo a periculosidade

Resíduo	Classificação	Característica
Classe I	Perigosos	Resíduos ou mistura de resíduos que causem risco à saúde pública ou ao meio ambiente por serem inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos ou patogênicos.
Classe II A	Não perigosos - Não inertes	Não apresenta as características dos resíduos de Classe I, e possui biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
Classe II B	Não perigosos – Inertes	Não apresenta as características dos resíduos de Classe I, e quando em contato com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não solubiliza.

Fonte: elaboração própria a partir de ABNT (2004)

As classificações apresentadas são simples por conter poucas divisões, mas também existem outras formas de classificar os resíduos sólidos. Uma forma mais complexa é a utilizada pela União Europeia, a Lista Europeia de Resíduos (LER). A LER é dividida em 20 capítulos numerados de 1 a 20, que agrupam os resíduos pela área da atividade que os gerou: industrial, urbana, hospitalar, agrícola ou um processo específico (APA, 2017). Cada capítulo é dividido em um ou mais subcapítulo e por fim, cada subcapítulo também é dividido em entradas mais detalhadas dos resíduos pertencentes a esse grupo. Apesar de bastante extensa, a LER também não é suficiente para caracterizar

todos os resíduos, uma vez que cada subcapítulo apresente o grupo 99, que se refere aos resíduos oriundos da atividade do capítulo, mas sem especificação para enquadrar em outra categoria (APA, 2017). Nessa classificação os RSUs encontram-se em subcapítulos do capítulo 20: Resíduos Urbanos e Equiparados (Resíduos Domésticos, do Comércio, da Indústria e dos Serviços), Incluindo as Frações Recolhidas Seletivamente; e do capítulo 15: Resíduos de Embalagens; Absorventes, Panos de Limpeza, Materiais Filtrantes e Vestuário de Proteção Sem Outras Especificações (COMISSÃO EUROPEIA, 2014).

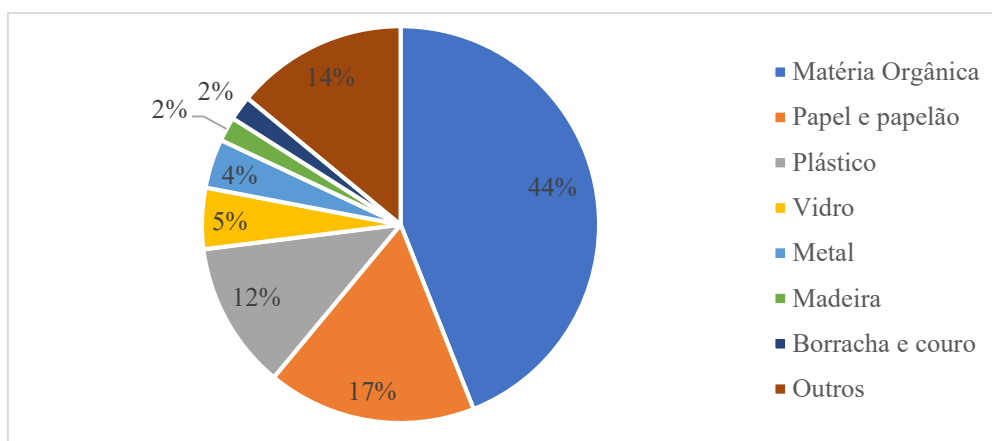
O presente trabalho utiliza as classificações apresentadas pela ABNT (2004) e pela PNRS (BRASIL, 2010). Essas classificações não definem o que compõe os RSUs. Para um estudo de possíveis produtos obtidos da valoração dos RSUs, e das tecnologias para essa obtenção, é essencial que a composição dos resíduos seja conhecida. A análise da gravimetria dos componentes dos resíduos sólidos é uma alternativa para conhecer seus percentuais em peso em relação ao total de RSU.

A composição gravimétrica dos RSUs varia consideravelmente, as flutuações ocorrem de acordo com a renda da população em cada região, com a época do ano – flutuações sazonais – e em um mesmo local e época ela varia ao longo do dia (CPHEEO, 2016). Por isso, é importante seguir regras consolidadas na literatura para realizar a análise gravimétrica, uma vez que ela é realizada por amostragem. Uma das formas mais bem estabelecidas para a análise é utilizar o método de quarteamento (CPHEEO, 2016), que consiste em separar a amostra em quatro grupos de massa semelhante e tomar as duas diagonalmente opostas e descartar o restante, deve-se então misturar as duas frações e repetir o processo, pegando novamente duas parcelas opostas, após misturá-las novamente deve-se coletar resíduos para amostra em quatro pontos do montante, sendo do topo e da base (SOUZA; GUADAGNIN, 2009). É importante atentar-se também que o local de coleta das amostras e a frequência sejam representativos, incluindo todos os grupos de renda da região, e que resíduos em disposições finais inadequadas não sejam considerados (CPHEEO, 2016).

Mundialmente, a maior fração dos RSUs é a fração orgânica, que corresponde a 44% do total de RSUs gerados, essa fração é a maior parcela do RSU independente da renda, no entanto países de renda alta apresentam a porcentagem da fração orgânica em relação ao total de RSU menor que a mesma porcentagem para países de renda baixa (KAZA *et al.*, 2018). Os países de renda alta apresentam a fração de recicláveis, tais como plástico, papel e papelão principalmente, mais expressivos que os países de renda baixa. A gravimetria em massa média dos RSUs mundiais é apresentada na Figura 2.1, e

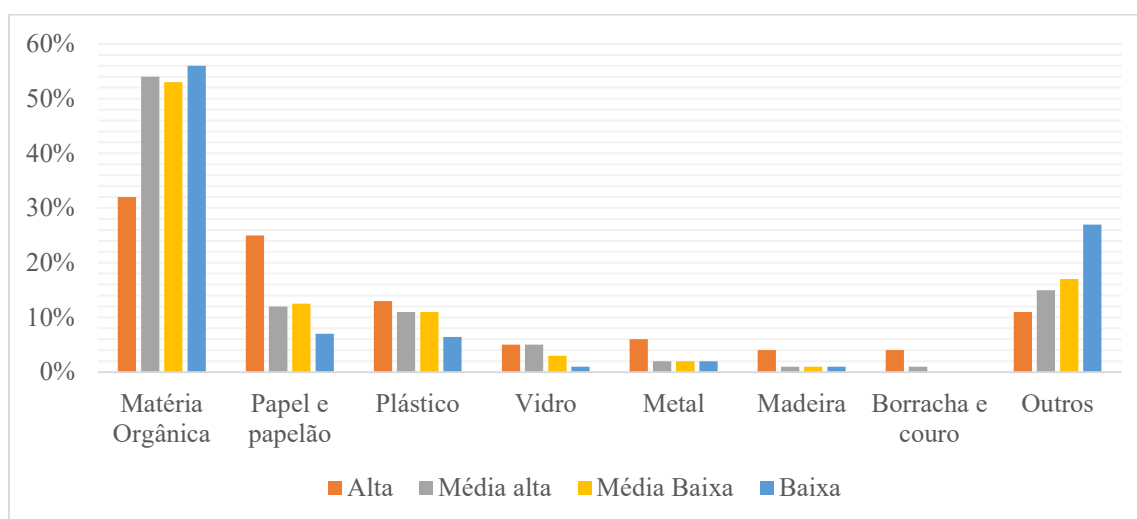
considerando a mesma divisão de países por renda apresentada na seção 1.1, é possível comparar a diferença da gravimetria em massa dos RSUs de países com rendas diferentes na Figura 2.2. O Brasil, em 2012, apresentou a 51,4 % do RSU como fração de matéria orgânica na gravimetria em massa média do país, e a fração de recicláveis foi de 31,9 % (IPEA, 2012) – considerando plástico, papel, papelão e tetrapak, metais e vidro como recicláveis – esses valores são semelhantes aos apresentados por países de renda média, apresentados na Figura 2.2.

Figura 2.1 Gravimetria em massa média dos RSUs mundiais em 2018



Fonte: KAZA *et al.* (2018, p. 29)

Figura 2.2 Comparação da gravimetria em massa média dos países classificados por renda

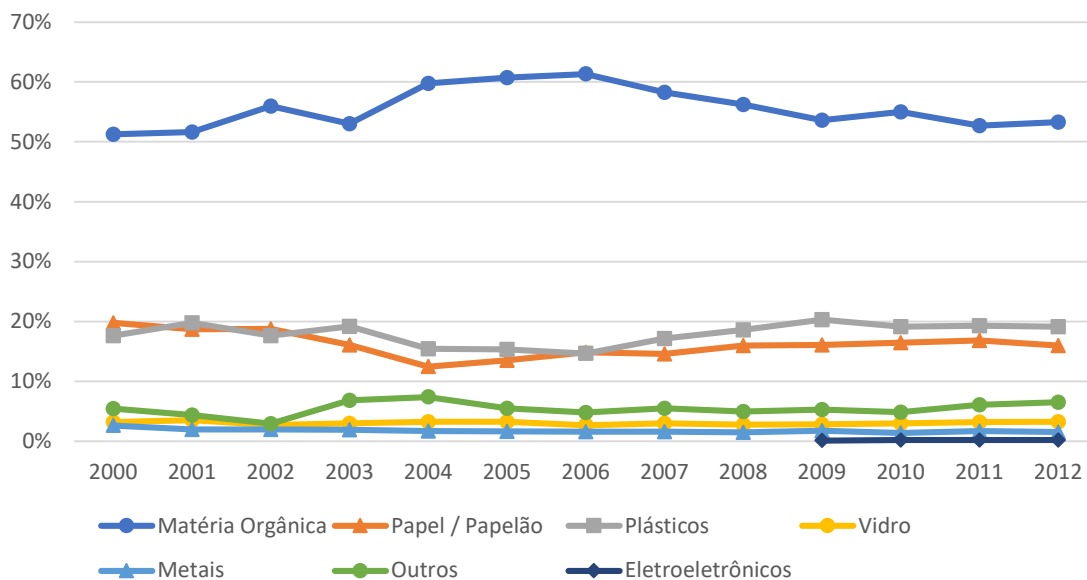


Fonte: KAZA *et al.* (2018, p. 30)

A análise gravimétrica do RSU do estado do Rio de Janeiro, apresentada na Tabela 2.2, foi realizada pela Secretaria de Estado do Ambiente (SEA, 2013) inicialmente

fazendo uma série histórica da capital, apresentada no gráfico da Figura 2.3, em seguida separando os municípios em três grandes grupos, de acordo com o tamanho da população.

Figura 2.3 Série histórica da gravimetria em massa do RSU da cidade do Rio de Janeiro



Fonte: elaboração própria a partir de SEA (2013)

Analisando a série histórica da cidade do Rio de Janeiro, é possível verificar que durante todo o intervalo de tempo apurado, os RSUs eram compostos majoritariamente por matéria orgânica, seguido de papel/papelão e plástico. Entre esses dois últimos percebe-se que há oscilações entre qual tem a maior representatividade, mas ambos sempre com a parcela entre 12 % e 20 %. Em 2006 ocorre o cruzamento final das curvas, com plástico apresentando uma parcela maior. Isso ocorre principalmente pela substituição do papel/papelão pelo plástico em embalagens (SEA, 2013). Outro fato notório é o surgimento apenas em 2009 de parcela significativa de eletroeletrônicos nos RSU da região em análise.

Analisando o estado do Rio de Janeiro, por meio da Tabela 2.2, percebe-se que independentemente do número de habitantes, os três grupos de municípios apresentam mais de 50 % do RSU composto de matéria orgânica, em seguida é composto principalmente por plástico e papel/papelão, equivalentes aos valores apresentados na Figura 2.2 para países de renda média. Essas três principais frações constituem em média 89 % do RSU do estado do Rio de Janeiro (SEA, 2013).

Tabela 2.2 Gravimetria em massa dos RSU do estado do Rio de Janeiro em 2012

Municípios	Matéria Orgânica	Plástico	Papel / Papelão	Vidro	Metal	Outros
Pequenos: até 100.000 hab.	56,72 %	18,63 %	13,45 %	2,83 %	1,58 %	6,79 %
Médios: entre 100.001 e 1.000.000 hab.	53,03 %	19,69 %	16,57 %	2,95 %	1,49 %	6,27 %
Grandes: acima de 1.000.001 hab.	53,28 %	19,14 %	15,99 %	3,28 %	1,57 %	6,74 %

Fonte: SEA (2013, p. 31)

Nota: Considera-se "outros" a parcela dos resíduos secos que possui potencial de reciclagem, composto por materiais menos nobres.

2.2. PRODUTOS PROVENIENTES DO RSU

Seguindo a hierarquia de gerenciamento de resíduos, apresentada na Figura 1.3, o primeiro destino do resíduo deve ser o seu reuso, de modo que o primeiro produto é o proveniente desse reuso. A reutilização dos RSUs consiste em reaproveitar o objeto antes do seu descarte, podendo ser realizadas pequenas adaptações, mas sem passá-lo por tratamento físico, químico ou biológico. Dentro do escopo de Engenharia de Processos é importante citar o vidro. Esse componente é responsável por aproximadamente 3 % do RSU no estado do Rio de Janeiro, sendo a sua reutilização pela indústria responsável por 20 % da sua destinação final e pelo consumidor final, de forma informal, por 33 % (SEA, 2013). Segundo Relatório Anual e de Sustentabilidade 2018 da AMBEV (2019) as garrafas de vidro podem ser reutilizadas até 23 vezes. De acordo com o CEMPRE, Compromisso Empresarial Para Reciclagem, outro material que pode ser reutilizado é o pneu. Ele pode ser usado para drenagem de gases em aterro sanitário (CEMPRE, 2014) e em 2016 cerca de 55 % dos pneus trocados no Brasil eram reutilizados como estepe (ANIP *apud* SILVEIRA, 2016). O grande benefício do reuso é o aumento do ciclo de vida do objeto, evitando ou adiando, seu envio à disposição final.

Voltando à hierarquia de gerenciamento de resíduos, o segundo produto é o proveniente da reciclagem. A reciclagem dos RSUs consiste no reaproveitamento do resíduo após passar por uma transformação física, química ou biológica (BRASIL, 2010). No Brasil, estima-se que cerca de 30 % a 40 % dos RSUs são recicláveis (desconsiderando os compostáveis como recicláveis), mas apenas 13 % são encaminhados para a reciclagem (SILVA, 2017). No entanto, dados apurados pelo Banco Mundial em 2018, mostram uma

realidade ainda pior para a reciclagem no Brasil, em que apenas 1,4 % dos RSUs gerados no país são encaminhados para essa destinação final (KAZA *et al.*, 2018).

A PNRS (BRASIL, 2010), implementada em 2010, legisla sobre a logística reversa, dando responsabilidade compartilhada entre fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos pelo ciclo de vida dos resíduos. Essa lei impulsionou a formação de um acordo setorial – Coalização Embalagens – para implementação de sistema de logística reversa de embalagens assinado em 2015. Esse acordo é composto por duas fases para a implementação do sistema de logística reversa de embalagens e é medido por meio de metas, como sistematizado na Tabela 2.3. Note que até a presente data não foi divulgado novo relatório com apurações da segunda fase.

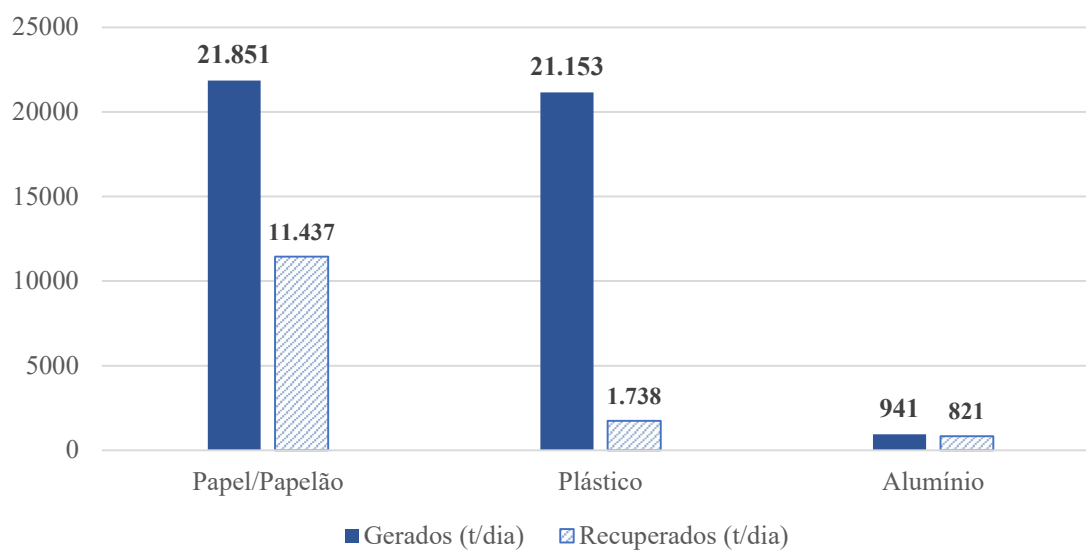
Tabela 2.3 Metas do acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa

Fase	Descrição	Prazo	Parcial mensurado em 2017
	Adequação e ampliação da capacidade produtiva das cooperativas, com aquisição de equipamentos e capacitação dos catadores	2018	81 %
1	Consolidar e triplicar os pontos de entrega voluntária (PEV)	2018	233 %
	Investimento em campanhas de conscientização do consumidor	-	541 ações realizadas
2	Ampliação dos municípios participantes do acordo após obtenção das metas da fase 1	Início após fase 1	-

Fonte: elaboração própria a partir de SINIR (2015); SINIR (2017)

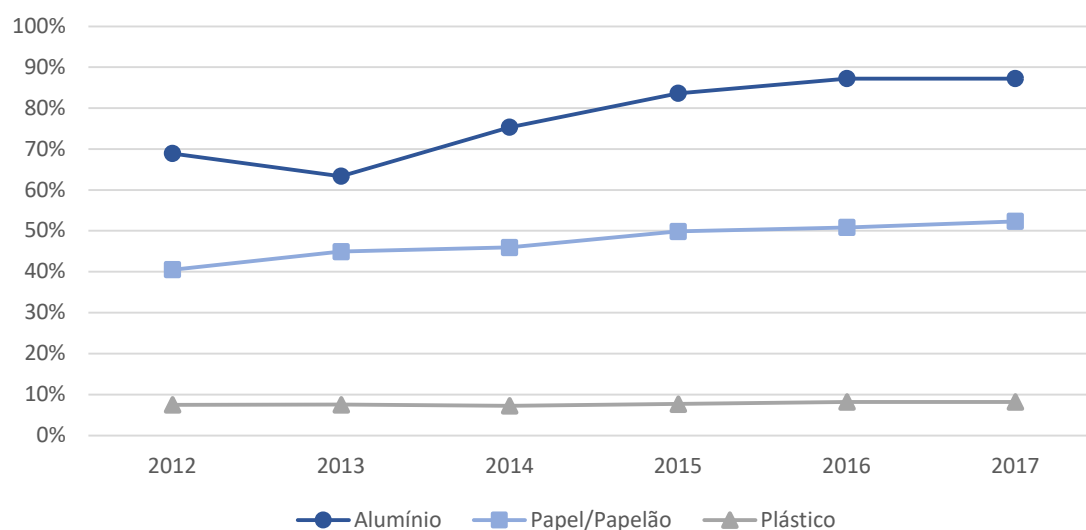
Na Figura 2.4 é possível verificar a diferença entre a quantidade de material de embalagem reciclável e a quantidade efetivamente reciclada no Brasil, enquanto a Figura 2.5 exibe a evolução desde 2012 desse aproveitamento, ambos para os três grupos alvo do acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa de embalagens: plástico, papel/papelão e alumínio.

Figura 2.4 Resíduos gerados e recuperados em 2017 de embalagens recicláveis no Brasil



Fonte: ABRELPE (2018, p.64)

Figura 2.5 Evolução anual do percentual de recuperação dos resíduos de embalagem no Brasil



Fonte: ABRELPE (2018, p. 64)

A Figura 2.5 evidencia um aumento da recuperação dos resíduos de embalagens recicláveis de alumínio e papel/papelão de 2012 a 2017, que pode ser explicado pela junção dos dois instrumentos jurídicos citados, PNRS e acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa. A recuperação de embalagens de alumínio alcançou, em 2017, o patamar de 87 %, 18 pontos percentuais acima de 2012. No entanto, o plástico se manteve estável durante os seis anos analisados. As embalagens plásticas representam 48 % das embalagens dos materiais citados, enquanto as de alumínio

representam 2 %, conforme gráfico da Figura 2.3. Isto evidencia a problemática do aumento de consumo, que aumenta a geração de resíduos, e da falta de políticas públicas eficazes para dar a destinação adequada às mais de 200.000 toneladas de RSU gerados por dia no Brasil. O que pode ser interpretado como uma oportunidade para o mercado de reciclagem de plástico, uma vez que há grande quantidade de resíduo plástico reciclável que ainda não passa pelo processo, tendo seu ciclo de vida interrompido e indo para a disposição final.

A reciclagem de metais é mais expressiva nas embalagens de alumínio. O Brasil é líder mundial em reciclagem de latas de alumínio para bebidas, desde antes do acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa de embalagens ser assinado. Em 2014 o país reciclou 98,4 % dessas embalagens (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2016). No entanto, dentre a fração de metais do RSU, não apenas as latas de alumínio são recicláveis, todo alumínio pode ser reciclado independente da forma que é descartado: sobras de processos ou produto no fim da vida útil (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2016). Além dos alumínios, o Ministério de Minas e Energia (2016) ressalta também que 100 % do aço é passível de reciclagem, e que a maior produção de chumbo no Brasil é a partir de material reciclado de baterias automotivas, industriais e de telecomunicações, mas há um déficit na produção exigindo importação (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2016). Outro metal 100 % reciclável é o cobre, mundialmente cerca de 9 milhões de toneladas de cobre – 35 % da demanda global – são provenientes da reciclagem de materiais obsoletos, no fim da vida útil e de resíduos de produção (ABCOBRE, 2016). Com essa reciclagem mundial de cobre, são emitidos 40 milhões de toneladas de CO₂ a menos do que seria pela produção primária, e há uma economia de 85 % em energia (ABCOBRE, 2016). A reciclagem de metais é essencial por permitir um modelo circular para essas produções.

Além do apresentado, pode-se novamente citar o vidro. Segundo pesquisa do Ibope, 64 % dos brasileiros sabem que vidro é reciclável (IBOPE INTELIGÊNCIA, 2018). A reciclagem é feita substituindo partes da matéria-prima virgem por vidro triturado. Além da redução da matéria-prima mineral, a reciclagem gera uma redução de 3 a 4 % no consumo de energia no forno e de 10 % no consumo de água para cada 10 % de caco de vidro utilizado (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2018). A AMBEV já restituiu cerca de 12,4 milhões de toneladas de vidro à fábrica desde 2014 para utilização em sua Fábrica de Vidros no Rio de Janeiro. A unidade fabrica as embalagens de vidro com aproximadamente 50 % da matéria-prima de cacos triturados (IBOPE

INTELIGÊNCIA, 2018), gerando uma economia de 35 % no consumo de energia em relação a produção sem reciclagem e de 75 mil toneladas de material virgem anualmente (AMBEV, 2019). De acordo com o Relatório Anual e de Sustentabilidade 2017 da AMBEV (2018), o percentual de vidro recuperado pela fábrica em relação ao total vendido foi de 50 % em 2016 e de 47 % em 2017. O relatório com ano base 2018 (AMBEV, 2019) não atualiza esses dados, no entanto, apresenta um projeto de recolhimentos de garrafas de vidro em pontos de venda, visando aumentar essas porcentagens.

O relatório da PERS (SEA, 2013) reporta que 2,8 milhões de toneladas de RSU recicláveis são gerados anualmente no estado do Rio de Janeiro. Projetando esse valor para o ano atual, com base no crescimento populacional, estima-se que são gerados anualmente 3,1 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos recicláveis, como é possível analisar na Tabela 2.4. No mesmo documento é apresentada a taxa de reciclagem de alguns materiais em 2012 e de embalagens dos mesmos materiais, dispostas na Tabela 2.5 (SEA, 2013). É possível observar que, mesmo com valores anteriores à PNRS e ao acordo setorial para implementação de sistema de logística reversa de embalagens, o estado apresenta taxas melhores que a média do país após a instauração desses instrumentos jurídicos, exceto para as latas de alumínio.

Tabela 2.4 RSU recicláveis gerados no estado do Rio de Janeiro em 2012 e estimados em 2018

Ano	(10³) t/dia	(10⁶) t/ano	Matéria Orgânica	Plástico	Papel/ Papelo t/ano	Vidro	Metais	Outros
2013	17,0	6,1	3.265.059	1.181.225	979.840	189.640	93.882	399.774
2018	18,2	6,6	3.503.973	1.267.659	1.051.538	203.516	100.752	429.026

Fonte: elaboração própria a partir de SEA (2013)

Tabela 2.5 Taxa de reciclagem de RSU recicláveis no estado do Rio de Janeiro e no Brasil em 2012

	Alumínio	Aço	Papel/ Papelo	Plástico	Vidro
Taxa de reciclagem RJ	36,6 %	34,6 %	43,7 %	19,3 %	-
Taxa de reciclagem de embalagem RJ	91,5 % (latas)	-	66,5 %	11,8 %	47,0 %
Taxa de reciclagem de embalagem Brasil	87,2 %	-	52,3 %	8,2 %	-

Fonte: elaboração própria a partir de SEA (2013); SILVA (2017)

Seguindo a hierarquia de gerenciamento de resíduos, o próximo produto é aquele oriundo ou da compostagem ou da digestão de matéria orgânica. A compostagem é processo biológico controlado da decomposição de matéria orgânica, gerando materiais mais estáveis, como CO₂, água, produtos orgânicos e um material semelhante ao húmus, que pode ser utilizado como adubo agrícola (CHRISTIAN, 1997).

Outro possível produto proveniente da parcela de matéria orgânica é o biogás. Composto de uma mistura de gases, principalmente de gás metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) na proporção de 50 % a 70 % por 35 a 40 % respectivamente, contém também em torno de 3 % de gás hidrogênio (H₂) e gás oxigênio (O₂) e de 200 a 4.000 ppm de sulfeto de hidrogênio (H₂S). O biogás pode ser utilizado para: 1) produção de energia para consumo interno ou para exportação para o *grid*⁵, 2) ser queimado em caldeiras produzindo água quente ou vapor para fim industrial e 3) ser usado como combustível alternativo. Para aumentar a eficiência energética é necessário aumentar o teor de metano, como indicado na Tabela 2.6. O aumento da concentração de metano é possível por meio de tecnologias que removam CO₂. Atingindo um biogás com 95 % de metano, o poder calorífico é superior a 8.000 kcal/m³ (DE LUCA BONTURI; VAN DIJK, 2012). A depender da aplicação, o H₂S também deve ser removido.

⁵ Malha de distribuição elétrica

Tabela 2.6 Poder Calorífico Inferior por composição de Biogás

Composição do Biogás	Poder Calorífico Inferior (kcal/Nm³)
60% CH ₄ 40% CO ₂	5.136,46
65% CH ₄ 35% CO ₂	5.564,51
75% CH ₄ 25% CO ₂	6.420,59
95% CH ₄ 5% CO ₂	8.132,79
99% CH ₄ 1% CO ₂	8.475,23

Fonte: ESPIRITO SANTO FILHO (2013, p. 42)

O próximo produto seguindo a hierarquia de gerenciamento de resíduos, é proveniente de tratamento térmico com aproveitamento energético, que pode ser feito através da queima, ou da geração de energia a partir de turbina e motor pela geração de vapor em incineradores. A energia recuperada pode ser térmica ou elétrica e também pode ser obtida por meio de outros produtos, como carvão e biocombustíveis gerados na pirólise, ou etanol gerado na hidrólise. Além da recuperação energética, também há a possibilidade de recuperação de outros produtos químicos, pelos processos térmicos, devido à geração de gás síntese.

A última disposição final indicada é o aterro sanitário para a fração do RSU que não foi possível reaproveitar. No entanto, se a hierarquia não é seguida, como o caso do Brasil, onde parte majoritária dos RSUs são encaminhados a aterros sanitários, é possível ter recuperação de biogás proveniente do aterro. No Brasil, o potencial de geração de energia elétrica proveniente do gás de aterro era de 983 MW, em 2013. Esse potencial representa 1,6 % da potência elétrica instalada atualmente no Brasil, e equivale a 8.624.546 MWh por ano (ESPIRITO SANTO FILHO, 2013).

Essa alternativa tem como desvantagem o custo de instalação (ESPIRITO SANTO FILHO, 2013). Em contrapartida, tem vantagens como custo reduzido com linhas de transmissão quando comparado a outras fontes de energia, uma vez que os aterros com maior potencial energético estão localizados em regiões metropolitanas; redução do efeito estufa, pois o metano é queimado produzindo água e gás carbônico, uma vez que o CH₄ tem um potencial de aquecimento global entre 5 e 10 vezes maior que o do CO₂ (IPCC, 2007), além de reduzir o consumo de combustível fóssil; geração de empregos, que pode ser utilizada para os catadores de material reciclável, os incluindo no mercado formal (ESPIRITO SANTO FILHO, 2013). Mas note que, se a hierarquia de gerenciamento de resíduos é seguida, a quantidade de resíduos dispostos em aterros é mínima, não sendo

necessário realizar esse aproveitamento, já que o resíduo com potencial de reaproveitamento material ou energético não será disposto e o aterro receberá apenas rejeitos.

2.3. TECNOLOGIAS PARA GERAR ENERGIA A PARTIR RSU

Para que o RSU possa ser aproveitado na produção de energia ou de outros produtos, é necessário o estudo das alternativas levando-se em conta questões tecnológicas, ambientais e econômicas. A seguir são apresentadas as tecnologias disponíveis para tal, identificando-se os requisitos para a sua aplicação, aspectos positivos e negativos.

2.3.1. Tratamento Mecânico Biológico

O Tratamento Mecânico Biológico (TMB) alia uma triagem mecânica a um tratamento biológico e, quando necessário, a outra separação adicional, com o objetivo de separar materiais para diferentes fins – como reciclagem e recuperação energética – e estabilizar⁶ a fração orgânica do RSU (PINASSEAU *et al.*, 2018). A primeira triagem é realizada visando a separação dos resíduos, selecionando os que podem sofrer o tratamento biológico de forma a agregar valor. Dois exemplos de tratamentos biológicos possíveis são a compostagem e a digestão anaeróbia. O TMB é tipicamente usado para tratar o RSU, principalmente na Itália, Alemanha e Áustria (EUROPEAN COMMISSION, 2006b). Algumas vantagens desse tratamento, além de valorar os resíduos, são a estabilização dos compostos orgânicos e a redução de tamanho e umidade.

A corrente de entrada para o tratamento precisa ter parcela orgânica biodegradável e pode ser proveniente de diversas fontes de resíduos: domiciliares, comerciais e esgotos. No entanto, resíduos de Classe I (perigosos) não podem ser utilizados nesse processo. Também não é recomendável utilizar resíduos com baixa fração biodegradável e resíduos que causem inibição de atividade bacteriana (PINASSEAU *et al.*, 2018). Já a corrente de saída de uma planta de TMB tem a fração orgânica estabilizada e com volume reduzido – a redução de volume pode alcançar valores acima de 60 % – e redução considerável de emissões se comparada ao resíduo não tratado, podendo chegar a valores entre 90 % e 98

⁶ decompor a fração orgânica em água, CO₂, inorgânicos simples e orgânicos mais simples, como aldeídos e ácidos, utilizando microrganismos vivos (PINASSEAU *et al.*, 2018).

% de redução (PINASSEAU *et al.*, 2018). O resíduo remanescente deve ser destinado a aterros sanitários; em alguns países a legislação permite sua utilização como cobertura do aterro (PINASSEAU *et al.*, 2018).

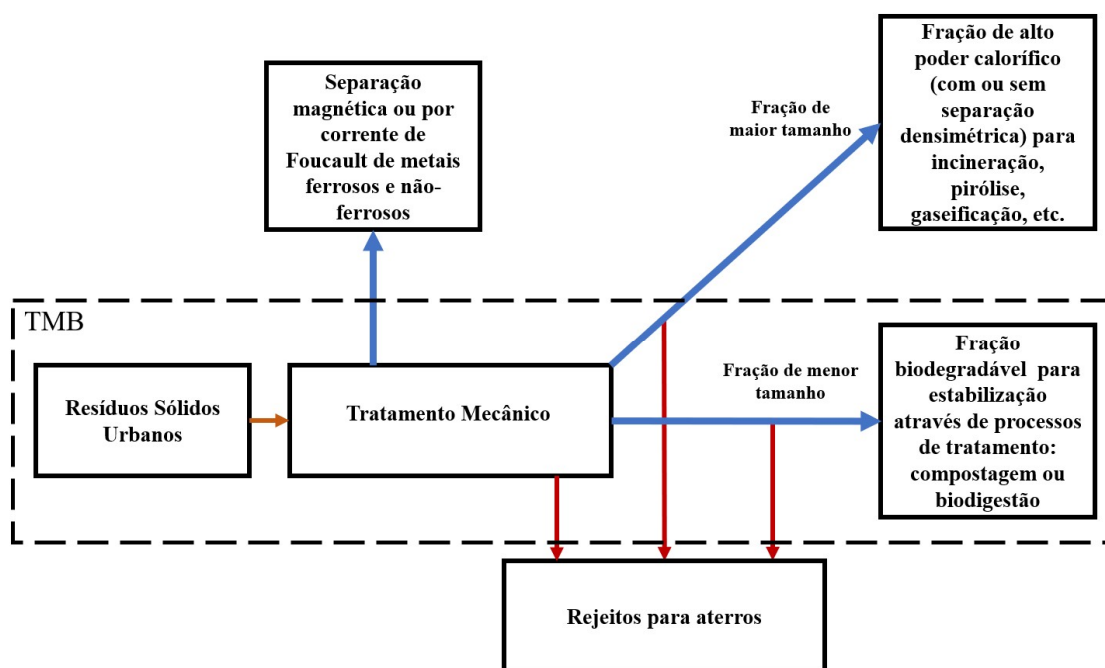
O processo de separação mecânico deve possibilitar a realização de (PINASSEAU *et al.*, 2018):

- a) abertura de sacos de lixo (por trituradores);
- b) segregação de materiais:
 - biodegradáveis, para serem enviados ao processo biológico (por peneiras),
 - com alto poder calorífico (por separação por ar);
- c) extração de componentes indesejáveis (por separação magnética) – a planta pode possuir equipamento para recuperação de metais e extração de minerais;
- d) diminuição e homogeneização do tamanho das partículas para o processamento (por peneiras ou trituradores);
- e) homogeneização dos materiais para serem enviados ao processo biológico.

Após essa triagem, os materiais biodegradáveis segregados continuam no TMB seguindo para o tratamento biológico, enquanto os com alto poder calorífico, como papel e plástico, são encaminhados para tratamentos térmicos. Esses tratamentos serão abordados nas sessões subsequentes. Na Figura 2.6 é possível observar uma representação esquemática do TMB.

A etapa de tratamento mecânico do TMB é utilizada para resíduos que não foram previamente segregados – por coleta seletiva, por exemplo. As etapas após o tratamento mecânico são idênticas às que seriam realizadas caso o resíduo de entrada no processo fosse previamente segregado, portanto a diferença no TMB é a etapa de tratamento mecânico, que tem requisitos de triagem rigorosos, o que possibilita a alimentação heterogênea (PINASSEAU *et al.*, 2018). Como no Brasil a coleta seletiva não é representativa (como exposto na seção 1.1), nesse trabalho a etapa de tratamento mecânico será considerada um pré-tratamento possível para as tecnologias discutidas nas próximas sessões.

Figura 2.6 Representação esquemática do TMB



Fonte: adaptado de EUROPEAN COMMISSION (2006b, p.52)

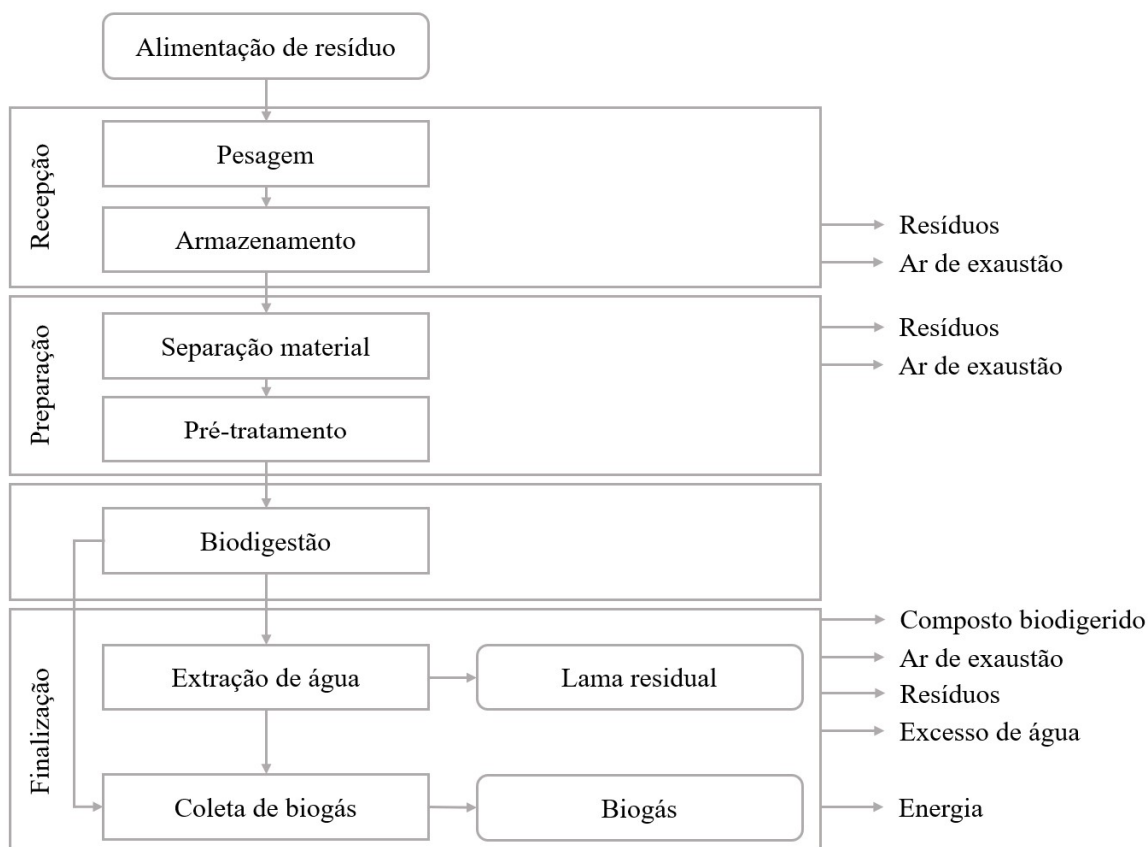
2.3.2. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é uma tecnologia alternativa para agregar valor aos RSU, utilizada há aproximadamente 20 anos na Alemanha, Dinamarca e Holanda (EUROPEAN COMMISSION, 2006b). Esse processo é utilizado na parcela de matéria orgânica dos resíduos, e para isso, antes de iniciar a etapa de digestão anaeróbia deve-se realizar o tratamento mecânico para a triagem dessa fração (PINASSEAU *et al.*, 2018). Alguns países possuem estrutura viável para separação na fonte realizada pela população, possibilitando a isenção da etapa inicial de triagem do TMB. Com esse processo, matéria orgânica é convertida principalmente em metano e gás carbônico, liberados como biogás para reaproveitamento de calor, energia ou utilizado como combustível, após passar por tratamento (PINASSEAU *et al.*, 2018). A digestão anaeróbia ocorre por meio de quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na primeira etapa a matéria orgânica complexa é transformada em simples, como açúcares e aminoácidos, que são convertidos em ácidos orgânicos voláteis na etapa de acidogênese. A acetogênese oxida os produtos da etapa anterior em hidrogênio, dióxido de carbono e acetato, que na metanogênese são convertidos em metano e gás carbônico (LIU, 2011).

A matéria orgânica deve ter um alto valor de material biodegradável, o que se verifica quando a razão entre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) apresenta um valor próximo de 1. No entanto, é possível se utilizar apenas DQO, pois sua determinação em laboratório é mais simples. Dessa forma, um dos requisitos para a digestão anaeróbia é a matéria orgânica possuir uma relação DBO/DQO próxima de 1, ou alto valor de DQO quando a medida de DBO não for possível. Outro requisito é a homogeneidade da matéria orgânica para facilitar a fermentação. É importante que não haja nos resíduos nenhum elemento prejudicial aos microrganismos da biodigestão, por isso é ideal uma faixa de pH 4 e 8 e com uma proporção C: N: P de cerca de 100: 3–5: 1 (PINASSEAU *et al.*, 2018).

A digestão anaeróbia é iniciada com um pré-tratamento mecânico, em que os materiais plásticos, metálicos, vidros ou com volume muito grande são removidos. Observa-se que quando há estrutura para separação na fonte, essa etapa é realizada de forma mais simples, não necessitando, por exemplo, de triturador para abertura de sacos, sendo realizada apenas uma nova triagem removendo materiais remanescentes como plásticos, metais, vidros e com volume muito grande (EUROPEAN COMMISSION, 2006b). Em seguida é realizada uma redução no tamanho, que pode ser feita por meio de trituração (PINASSEAU *et al.*, 2018; FERREIRA, 2015). Então é realizado, como pré-tratamento, a digestão aeróbia por um período de dois a quatro dias decompondo parte da biomassa, o que aumenta o rendimento na produção de biogás (PINASSEAU *et al.*, 2018). A fração orgânica é então encaminhada para a digestão anaeróbia, após essa etapa pode ser necessária outra fase de digestão aeróbia para a chamada maturação – completa mineralização dos compostos orgânicos – essa etapa evita a formação de metano em produtos sólidos (PINASSEAU *et al.*, 2018). Por fim, é feita a coleta do biogás, como esquematizado na Figura 2.7.

Figura 2.7 Representação esquemática de uma planta de digestão anaeróbia



Fonte: adaptado de PINASSEAU *et al.* (2018, p. 355)

As tecnologias de digestão anaeróbias são classificadas quanto à temperatura, ou quanto à porcentagem seca na matéria-prima, conforme apresentado na Tabela 2.7, pelas informações apresentadas pela Comissão Europeia (EUROPEAN COMMISSION 2006b; PINASSEAU *et al.* 2018). Em geral, quanto mais elevada for a temperatura, mais rápida é a biodigestão, no entanto, os processos termofílicos são mais difíceis de se controlar e têm uma maior demanda energética (PINASSEAU *et al.*, 2018).

Tabela 2.7 Classificação de processos de digestão anaeróbia

Classificação quanto à	Classificação	Característica
Temperatura	Termofílica	Temperatura de operação entre 50 e 65 °C
	Mesofílica	Temperatura de operação entre 20 e 53 °C
Porcentagem seca na matéria-prima	Sistemas secos	De 15 a 40% da matéria-prima seca
	Sistemas úmidos	Menos de 15% da matéria-prima seca

Fonte: elaboração própria a partir de EUROPEAN COMMISSION (2006b) e PINASSEAU *et al.* (2018)

Muitos processos acontecem em lagoas anaeróbias, mas a fim de aperfeiçoar o processo, ele começou a ser realizado em tanques fechados com equipamentos de aquecimento e de mistura (ESPIRITO SANTO FILHO, 2013). Alguns processos são descritos na literatura, entre eles estão:

- a) *Wet*;
- b) *Dry continuous*;
- c) *Dry batch*;
- d) *Sequencing batch*

O processo *Wet* é em sistema úmido como o próprio nome diz. Ele pode ser utilizado com RSU, desde que diluído em outra matéria-prima, como lodo industrial. O processo consiste em diluir o resíduo sólido em efluentes de processos para alimentar o tanque de mistura digestor (PINASSEAU *et al.*, 2018).

Com relação aos processos secos, há o chamado *Dry continuous* e o *Dry batch*. O primeiro é alimentado com campanhas de bateladas com matéria-prima de 20 a 40 % seca, é um processo termofílico (PINASSEAU *et al.*, 2018). Já no segundo processo, a alimentação é uma batelada de material já previamente digerido em outro reator. Ele é deixado para maior digestão natural e há reciclo de lixiviado para manutenção da umidade e para manter as bactérias passando por todo o tanque (PINASSEAU *et al.*, 2018). O quarto processo citado, *Sequencing batch*, é uma alteração do processo seco em batelada, em que o lixiviado é alternado entre as bateladas, facilitando a inoculação das bactérias (EUROPEAN COMMISSION, 2006b).

Um fator importante para aumentar a produção de biogás na digestão anaeróbia é o tempo de retenção. Aumentar o tempo de retenção aumenta a produção de biogás, além de diminuir a emissão de odores e garantir que não haja bactérias patogênicas. A temperatura elevada também aumenta a produção de biogás. No entanto, o controle da temperatura é importante para não acabar com as bactérias necessárias ao processo (PINASSEAU *et al.*, 2018).

Após a sua geração, o biogás deve ser seco e passar por um processo para remoção das partículas sólidas. Além disso, algumas técnicas para reduzir a emissão de gases poluentes na sua combustão estão disponíveis, por exemplo, utilização de filtro de carvão ativado ou separação por membranas para a remoção de CO₂; adição por oxigênio de sais de ferro no digestor para reduzir emissão de sulfeto de hidrogênio (H₂S) pela precipitação

do sulfeto de ferro; utilização de redução catalítica seletiva (SCR) para diminuir a emissão de NO_x (PINASSEAU *et al.*, 2018). Após a combustão do biogás também é possível reduzir emissão de gases poluentes. Pode-se utilizar uma unidade de oxidação térmica para reduzir monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos; para eliminação do sulfeto gerado pode-se usar oxidação biológica em enxofre ou ácido sulfúrico, atentando-se ao teor de H₂S no biogás, pois esse gás é altamente corrosivo à maioria dos equipamentos para queima do biogás (PERLINGEIRO, 2014).

2.3.3. Pirólise

A pirólise é um processo de decomposição térmica de um material à base de carbono, ou seja, de composto orgânico, que ocorre na ausência de agente oxidante. O processo ocorre em temperatura entre 250 °C e 700 °C – temperaturas menores que a temperatura de gaseificação – mas em geral a temperatura é acima de 400 °C (NEUWAHL *et al.*, 2019). A pirólise converte a biomassa em um produto com três fases – gasosa, líquida (denominada bio-óleo) e sólida – com maior valor agregado (NEUWAHL *et al.*, 2019). Diversas biomassas podem ser usadas nesse processo, entre elas o RSU. Para o RSU o poder calorífico médio do gás de síntese gerado é entre 5 MJ/m³ e 15 MJ/m³ (NEUWAHL *et al.*, 2019).

A matéria-prima utilizada para a pirólise, proveniente do RSU, deve ser composta de material orgânico – a base de carbono e não apenas a matéria orgânica do RSU. Dessa forma, antes de iniciar a pirólise deve-se ter um processo inicial de separação do RSU, em que é realizada a triagem do material orgânico, separando vidros, metais e materiais inertes e materiais recicláveis para reciclagem. Segundo Pedroza *et al.* (2017), as principais matérias primas para a pirólise provenientes do RSU são papel, tecido, plástico e resíduos de quintal – folhas secas, madeira – sendo que matéria orgânica proveniente de resíduos de alimentos não deve entrar para o processo devido ao alto teor de umidade. Após o processo de separação, deve-se realizar a moagem dos resíduos para padronizar o tamanho das partículas da biomassa e secagem para melhorar o poder calorífico (IONESCU, 2012).

Na literatura três processos de pirólise se destacam: convencional, rápida e *flash*. Esses processos são definidos pelos principais parâmetros operacionais que os controlam: temperatura, taxa de aquecimento, tamanho da partícula e tempo de residência (DEMIRBAS e ARIN, 2002). A Tabela 2.8 apresenta uma comparação entre os

parâmetros operacionais para os processos de pirólise convencional, rápida e *flash*. O produto obtido depende do processo de pirólise utilizado. A pirólise convencional gera as 3 fases supracitadas; a rápida gera principalmente o bio-óleo, sendo o processo mais atrativo, já que a fração líquida é a mais fácil de se transportar e estocar; já o produto da pirólise *flash* é composto majoritariamente pelo bio-óleo (a 700 °C) e gás (a 1000 °C) (SILVA, 2016).

Tabela 2.8 Comparação dos parâmetros operacionais para processos de pirólise convencional, rápida e *flash*

Parâmetros operacionais	Pirólise		
	Convencional	Rápida	<i>Flash</i>
Temperatura (°C)	550 – 950	850 – 1250	1050 – 1300
Taxa de Aquecimento (K/s)	0,1 – 1	10 – 200	> 1000
Tamanho de partícula (mm)	5 – 50	< 1	< 0,2
Tempo de residência do sólido (s)	450 – 550	0,5 – 10	< 0,5

Fonte: DEMIRBAS e ARIN (2002, p. 474)

A fase líquida do produto possui uma alta densidade energética e pode ser usada como combustível renovável, podendo substituir óleo diesel em caldeiras, ou como matéria-prima para a produção de outros produtos químicos, tais como: ligantes para fabricação de briquetes siderúrgicos, emulsões para asfalto, aditivos para gasolina e óleo diesel (PEDROZA *et al.*, 2017). No entanto, o bio-óleo assim que formado na pirólise ainda não tem as propriedades favoráveis para ser usado como combustível veicular, por isso deve passar por um processo de melhoramento. Esse processo de melhoramento pode ser realizado em refinarias de petróleo, nas unidades já existentes. Para isso realiza-se uma extração líquido-líquido com água, em que a fase insolúvel em água seja tratada com catalisadores zeólitos resultando em produto compatível com gasolina e diesel (WANG, 2015). A fase sólida (carvão), que também possui alto valor energético, pode ser utilizada em caldeiras, fornos ou como substituta do carvão ativado comercial para remoção de metais pesados, por exemplo. Já a fase gasosa é composta por hidrocarbonetos, gás carbônico (CO₂) e gás de síntese: monóxido de carbono (CO) e hidrogênio (H₂), que pode ser usado para produção de outros produtos químicos, tais como gasolina ou diesel, por meio das reações de Fischer-Tropsch (PEDROZA *et al.*, 2017). A possibilidade de recuperar o valor dos materiais da fração orgânica, a partir do bio-óleo ou do gás de síntese, é uma das vantagens do processo de pirólise (NEUWAHL *et al.*, 2019).

Além dos parâmetros operacionais, o método pelo qual é realizada a pirólise também influencia no produto formado. Para a pirólise rápida, são descritos na literatura três métodos principais:

- a) pirólise ablativa – a biomassa é pressionada contra uma superfície aquecida e rapidamente movida;
- b) pirólise de leito fluidizado – a transferência de calor para a biomassa é realizada por condução;
- c) pirólise a vácuo – ocorre a baixas taxas de aquecimento.

Os métodos com leito fluidizado e ablativo podem ser realizados em mais de um tipo de reator. A Tabela 2.9 exibe o principal produto formado em função dos parâmetros operacionais e do reator utilizado. Os reatores de leito fluidizado são os que apresentam maior porcentagem de produto líquido, ou seja, bio-óleo. Aliado a isso, os leitos fluidizados são de fácil acesso e construção, sendo o equipamento uma parcela significativa do capital investido (SILVA, 2016). Apesar da vantagem descrita para o método em leito fluidizado, na literatura há diversos estudos com pirólise rápida realizada em leito fixo, no entanto apenas em escala laboratorial, não sendo ainda aplicável em instalações de grande porte (PEDROZA *et al.*, 2017).

Tabela 2.9 Reatores e Condições Operacionais do processo de pirólise

	Leito Fluidizado Borbulhante	Leito Fluidizado Circulante	Leito Fixo	Cone Rotativo (Ablativa)	Vórtice (Ablativa)	Reator a Vácuo
Produto Principal (%)	Líquido (70 – 75)	Líquido (75 – 83)	Carvão (35)	Líquido (60 – 70)	Líquido (65)	Líquido (35 – 50)
Diâmetro da Partícula (mm)	2 – 6	~2	~1	~0,2	~20	20 – 50
Temperatura (°C)	500 – 550	500	~500	—	625	450
Tempo de Residência (s)	0,5 – 2	0,001 – 5	3.600	0,5	0,05 – 0,1	—
Taxa de Aquecimento (°C/s)	—	1000	5 – 100	~4.730	—	—

Fonte: SILVA (2016, p. 43)

A empresa indiana Agile Process Chemicals LLP (APC), conhecida como Pyrocrat, é especialista em desenvolver plantas de pirólise de resíduos de plásticos, pneus usados e biomassa. Já estabeleceu mais de 35 plantas na Índia, Indonésia, Quênia e Reino Unido (APC, 2018). A empresa informa que para a produção de bio-óleo a partir de plástico há equipamentos com rendimento superior a 95 % e capacidade de 3 a 48 toneladas por dia (APC, 2019). Para pneus o rendimento é acima de 60 % e há equipamentos também com capacidade de processar de 3 a 48 toneladas por dia de pneu (APC, 2019).

2.3.4. Gaseificação

Além da pirólise como processo térmico para conversão de biomassa em gás combustível, há a gaseificação, que é a combustão parcial de substâncias orgânicas para a produção de gás. O gás gerado, composto principalmente por gás de síntese, pode ser utilizado como matéria-prima para outro processo ou como combustível; note que na gaseificação também ocorre formação de um produto sólido, composto de carvão e cinzas (NEUWAHL *et al.*, 2019). Assim como na pirólise, diversas biomassas podem ser utilizadas na gaseificação, incluindo o RSU. A gaseificação do RSU é a que apresenta um dos meios mais competitivos no mercado, em termos de custo de obtenção do gás de síntese rico em H₂ atendendo os requisitos ambientais (COUTO; SILVA; ROUBOA, 2016) A oxidação parcial ocorre em presença de oxidante abaixo da proporção estequiométrica e temperatura acima de 600 °C, podendo alcançar 1700 °C (LUZ *et al.*, 2015). No entanto, a temperatura exata depende tanto do reator utilizado, quanto das características do resíduo alimentado (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2014).

Como a gaseificação precisa de substâncias orgânicas granuladas, é necessário um pré-tratamento para o RSU. Inicialmente realiza-se a separação dos materiais que serão alimentados ao processo. Matéria orgânica, papel/papelão e plástico podem ser utilizados (KALOGIROU, 2018), devendo ser feita a remoção de vidros, metais e outros materiais inertes. Em seguida é necessária outra etapa mecânica para deixar o RSU finamente granulado e homogêneo (NEUWAHL *et al.*, 2019). A matéria-prima pré-tratada passa por quatro etapas para a gaseificação, que são: aquecimento e secagem, desvolatilização, craqueamento térmico e gaseificação propriamente dita (IONESCU, 2012).

O processo de gaseificação é exotérmico, sendo, no entanto, necessário o fornecimento inicial de energia para iniciá-lo. Dessa forma, a gaseificação pode ser classificada em autotérmica, quando parte do calor gerado no processo é consumido na própria gaseificação; e em alotérmica, no caso de o calor necessário ser fornecido por uma fonte externa – são os casos de gaseificação a vapor e de plasma (ARENA, 2012). Outros autores, como Bhoi *et al.* (2018), Couto; Silva; Rouboa (2016), Lombardi; Carnevale; Corti (2014), Luz *et al.* (2015), utilizam a descrição do processo apresentada por Arena (2012), que aqui está descrito.

A gaseificação pode ainda ser classificada de acordo com o meio de oxidação. O material pode ser oxidado com ar, ar enriquecido com oxigênio, oxigênio puro, gaseificação a vapor ou gaseificação de plasma. Se for utilizado ar, o gás de síntese formado estará diluído em nitrogênio e, por isso, terá uma média do poder calorífico com valor baixo, variando de 4 a 7 MJ/m³. Esse valor aumenta se for utilizado ar enriquecido com oxigênio acima de 50 % e chega ao intervalo de 10 a 15 MJ/m³ para oxigênio puro (ARENA, 2012). No entanto, para Arena (2012) o custo adicional para produção de oxigênio puro só é justificável para escalas industriais acima de 100 kt/ano. O gás de síntese gerado a partir da gaseificação a vapor é livre de nitrogênio e tem um poder calorífico médio de 15 a 20 MJ/m³ (ARENA, 2012). Por fim, a gaseificação de plasma tem como fonte de calor um gás de plasma de temperatura muito elevada, produzido a partir de tochas de arcos voltaicos. Esse gás, com temperaturas que chegam a 15.000 °C, controla a temperatura da gaseificação, de forma que a sensibilidade do processo com relação à carga e ao oxidante diminui. Nesse último tipo de gaseificação, portanto, pode haver variações na alimentação, que pode estar menos granulada e pode ter ar, oxigênio ou vapor como oxidante, sem influenciar no gás de síntese formado (ARENA, 2012).

Os tipos de gaseificadores utilizados são:

- a) leito fixo – contra-corrente e co-corrente;
- b) leito fluidizado – borbulhante, circulante e circulante interno;
- c) leito de arraste;
- d) forno rotativo;
- e) grelha móvel;
- f) de plasma.

Para os gaseificadores de leito fixo e fluidizado circulantes a partícula de RSU não deve ultrapassar 100 mm. Já para fluidizado borbulhante o limite é de 150 mm e para o

de grelha móvel, 200 mm. A maior restrição de tamanho é para o gaseificador de leito de arraste, que deve usar partículas com tamanho inferior a 1 mm. Além disso, precisam ser misturadas com lodo para entrar no processo e a concentração da mistura deve ser maior que 60 % de sólidos. Devido a essas restrições o pré-tratamento é necessário. Para os gaseificadores de grelha móvel e plasma não há restrições para o tamanho da partícula, no entanto ambos os processos têm alto custo de investimento e operação (ARENA, 2012).

A empresa japonesa Nippon Steel opera mais de trinta gaseificadores de leito fixo em co-corrente, com capacidade anual variando de 30 a 230 kt, e alega gerar cerca de 670 kWh/t de RSU, ou 400 kWh/t de RSU quando este é gaseificado junto com as cinzas residuais de outro processo. Outras empresas e produções energéticas de uma de suas plantas podem ser vistos na Tabela 2.10. A primeira planta a utilizar gaseificação por plasma foi a empresa Eco-Valley no Japão. Ela começou a operar em 2003 processando acima de 220 toneladas de RSU por dia, mas ao longo de 7 anos ela enfrentou diversos problemas operacionais, além do elevado custo de investimento e operação, o que levou a empresa a fechar a planta (CPHEEO, 2016).

Tabela 2.10 Produção energética da gaseificação para diferentes empresas

Empresa	Localização da Planta	Capacidade	Potência gerada	Energia por tonelada de RSU
Nippon Steel*	Kazusa, Japão	200 t RSU/dia	2,3 MW	276 kWh/t
JFE/Thermoselect*	Nagasaki, Japão	300 t RSU/dia	8,0 MW	640 kWh/t
Ebara TwinRec*	Kawaguchi, Japão	420 t RSU/dia	5,5 MW	314 kWh/t
Mitsui R21*	Toyohashi, Japão	400 t RSU/dia	8,7 MW	522 kWh/t
Energos**	Averoy, Noruega	100 t RSU/dia	10,2 MW	2448 kWh/t

Fonte: ARENA (2012, p. 637)

* Potência gerada: elétrica

** Potência gerada: térmica

As empresas Enerkem, Air Liquide, Nouryon (antiga AkzoNobel Specialty Chemicals), Shell e Porto de Roterdã criaram uma parceria para construção da primeira planta na Europa a transformar resíduos em químicos (ENERKEM, 2019). A planta vai gaseificar resíduos sólidos não recicláveis, incluindo plásticos, gerando gás de síntese

para produção de bio-metanol. Planeja-se converter 360.000 toneladas de resíduos sólidos em 200.000 toneladas de bio-metanol (equivalente a 270 milhões de litros). Quando comparado com a produção de metanol de fonte fóssil a nova unidade apresenta uma economia de 300.000 toneladas na emissão de CO₂ (ENERKEM, 2019).

2.3.4.1. Processo combinado: pirólise-gaseificação

Os processos de pirólise e gaseificação podem ser usados de forma combinada, por meio de dois métodos principais, desconectado (processo de conversão) ou diretamente conectado (Thermoselect), conforme apresentado a seguir. A combinação dos processos aumenta o rendimento da produção de gás de síntese, que é um produto pronto para o mercado, ou seja, não demanda pós-tratamento, precisando apenas ser queimado para produção de energia (CHEN *et al.*, 2015).

a) Processo de conversão

No processo de conversão, ocorre pirólise seguida de gaseificação. Nesse processo, os metais e materiais inertes podem ser removidos após a pirólise. Inicialmente deve ser realizado um pré-tratamento nos RSUs, fazendo moagem e secagem dos resíduos. Eles então passam pela pirólise em tambor. Após essa etapa é realizada a separação dos metais e materiais inertes (NEUWAHL *et al.*, 2019).

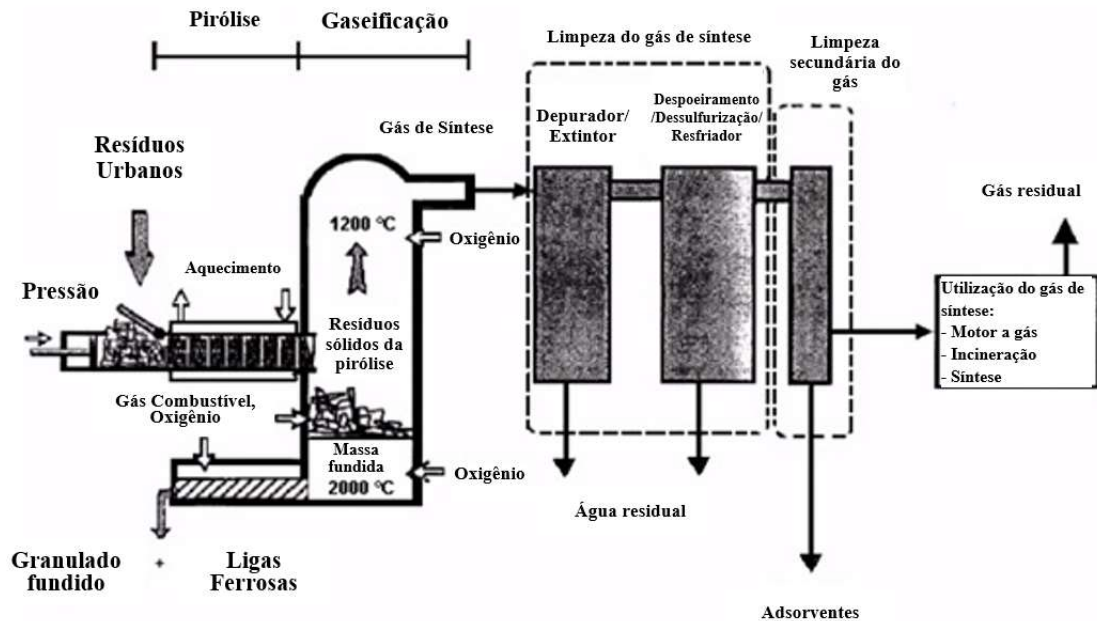
O gás formado na pirólise é resfriado e, então, o gás remanescente, óleo e sólido formados são encaminhados ao gaseificador a alta pressão e temperatura aproximada de 1300 °C. Como o gás é reaquecido no gaseificador, após o resfriamento, há uma maior demanda energética nesse processo, quando comparado com o processo diretamente conectado. O gás de síntese formado deve passar por processo de remoção de impurezas e pode ser utilizado para geração de energia (EUROPEAN COMMISSION, 2006a).

b) Processo diretamente conectado

Para o processo diretamente conectado, representado na Figura 2.8, os resíduos não precisam ser triturados, apenas secos. Em seguida são parcialmente pirolisados em um forno de pressão. O produto da pirólise parcial é diretamente transferido para um gaseificador de leito fixo. Como não há resfriamento antes da gaseificação, a demanda energética é menor que no processo de conversão.

A gaseificação ocorre a aproximadamente 2000 °C com entrada de oxigênio puro na parte inferior do leito, para gaseificar parte do resíduo sólido da pirólise, e na parte superior para craquear os componentes orgânicos remanescentes, gerando mais gás de síntese. Após a gaseificação, o gás de síntese gerado deve passar por processo de limpeza e, então, pode ser usado para recuperação energética (NEUWAHL *et al.*, 2019).

Figura 2.8 Representação esquemática do processo Thermoselect



Fonte: NEUWAHL *et al.* (2019, p.66)

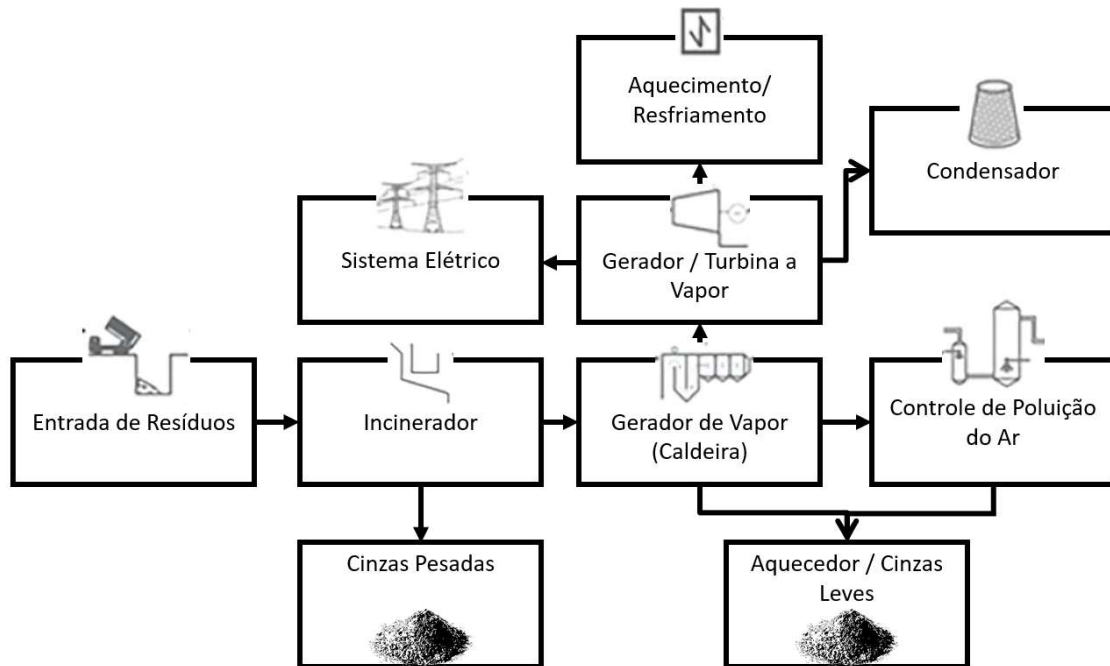
No entanto, apesar de ambos os processos combinados aumentarem a eficiência na produção de gás de síntese, eles são muito complexos e caros (CHEN *et al.*, 2015).

2.3.5. Combustão

A combustão é mais um tratamento térmico possível no aproveitamento do RSU, podendo produzir energia elétrica e ser utilizada em processos com aquecimento. A Figura 2.9 apresenta o fluxograma de *waste-to-energy* (WtE) com a tecnologia de combustão. Atualmente há mais de 2.000 plantas de WtE com combustão em operação, tratando mais de 250 milhões de toneladas de RSU anualmente no mundo (KALOGIROU, 2018), com capacidade instalada em 2018 de 12,6 GW (IRENA 2019). A operação deve ser contínua. Dessa forma é necessário ter ambiente para estocagem de RSU, sendo possível cobrir finais de semana e feriados. A combustão do RSU ocorre em

forno em temperaturas acima de 980 °C, reduzindo o volume dos resíduos em 85 a 90 % e liberando energia na forma de calor, que pode ser recuperada gerando vapor em caldeiras (CPHEEO, 2016; ROGOFF; SCREVE, 2011).

Figura 2.9 Fluxograma de WtE via combustão



Fonte: KALOGIROU (2018, p. 22)

A literatura apresenta algumas técnicas para a incineração em WtE. Entre elas estão:

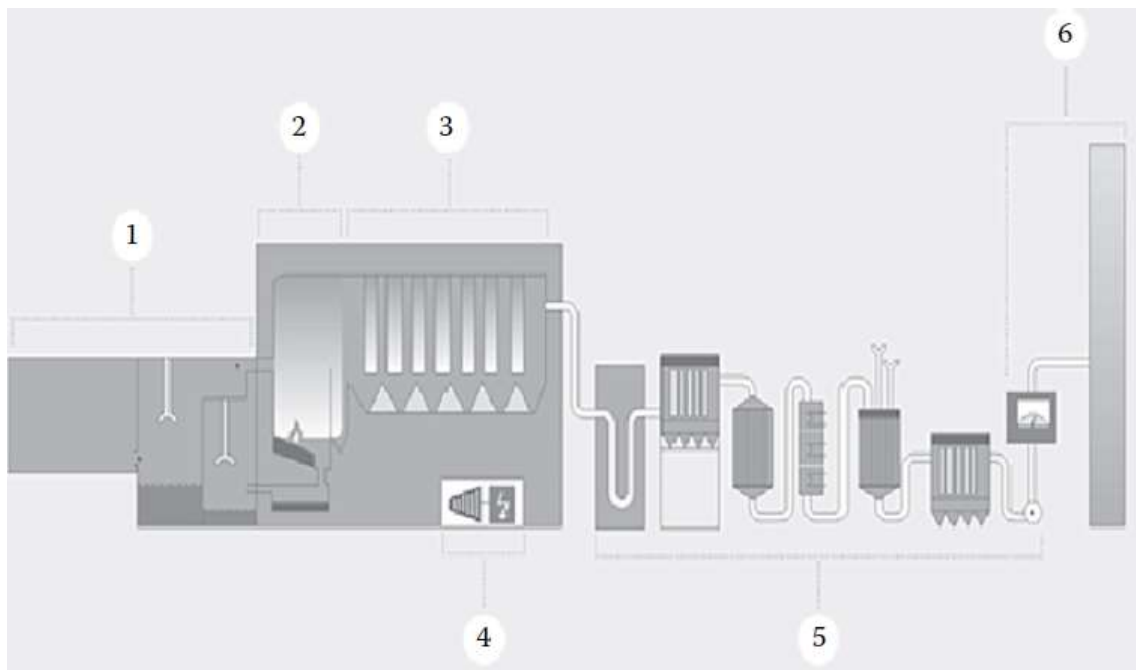
- a) fornos de grelha;
- b) fornos rotativos;
- c) incineradores de leito fluidizado.

Apesar de existirem diferentes técnicas, a mais amplamente usada é a incineração com fornos de grelha. Na Europa, cerca de 90 % das instalações de WtE utilizam essa técnica (NEUWAHL *et al.*, 2019). Por esta razão o presente trabalho abordará essa técnica quando tratar da tecnologia de combustão para recuperação energética do RSU.

Uma planta típica de WtE de combustão contém as seções de armazenamento (1), câmara de combustão (2), caldeira (3), turbina a vapor e gerador (4), controle de poluição de ar (5) e chaminé (6) (KALOGIROU, 2018), como representado na Figura 2.10. Tais seções são compostas principalmente pelos equipamentos (ROGOFF; SCREVE, 2011):

- a) piso para armazenamento dos RSU;
- b) sistema de carregamento, normalmente guindastes;
- c) subsistemas de fornos, para os três estágios de reação: secagem, ignição e combustão completa – os fornos podem ser de fluxo paralelo, cruzado ou central e rotatório, de grelhas móveis ou leito fluidizado;
- d) unidades de grelhas para mover o resíduo entre os fornos;
- e) caldeira;
- f) turbina a vapor, para geração de energia elétrica;
- g) subsistema para controle de poluição para os gases gerados;
- h) subsistema para controle das cinzas volantes e pesadas geradas na combustão.

Figura 2.10 Representação esquemática de uma planta de WtE via combustão



Fonte: KALOGIROU (2018, p. 22)

Legenda: 1 seções de armazenamento, 2 câmara de combustão, 3 caldeira, 4 turbina a vapor e gerador, 5 controle de poluição de ar, 6 chaminé

Todo o RSU pode ser encaminhado à combustão, no entanto, seguindo a hierarquia de gerenciamento de resíduos, representada na Figura 1.3, sendo necessário separar os materiais que podem ser reutilizados ou reciclados. Essa separação também é benéfica para o processo de combustão, ao retirar, por exemplo, o vidro, que tem natureza abrasiva e representa cerca de 3 % dos RSU. Dessa forma, é conveniente, mas não

essencial, implementar um pré-tratamento mecânico para triagem dos materiais. O pré-tratamento vai remover materiais recicláveis, vidro e metais. É importante ressaltar que papel tem mais valor quando reaproveitado na reciclagem, no entanto, a separação deve ser realizada na fonte, uma vez que após misturado aos demais resíduos ele não pode ser reciclado. Além dessa triagem, como o RSU apresenta umidade, é necessário passá-lo por um processo de secagem a fim de aumentar a eficiência na combustão, e também de mistura, para deixar o material mais homogêneo (ROGOFF; SCREVE, 2011).

As principais variáveis do processo são: temperatura, tempo e turbulência. A temperatura deve ser entre 850 °C e 1.100 °C e costuma ser superior a 980 °C, podendo chegar a 1200 °C (NEUWAHL *et al.*, 2019; KALOGIROU, 2018), mas se o tempo de combustão for menor que o necessário, em torno de 45 a 60 minutos, não ocorre a combustão completa, acarretando uma diminuição na temperatura. A turbulência ocorre principalmente devido a um subsistema de grelhas móveis, e é aumentada pela introdução de ar por baixo delas (ROGOFF; SCREVE, 2011).

O processo inicia-se com a descarga dos caminhões de RSU no local de armazenamento e estocagem. Na sequência é realizada a triagem mecânica, retirando os resíduos que não serão incinerados, como mencionado anteriormente. Os materiais maiores são retirados pelos próprios guindastes, no entanto, é possível colocar separadores eletromagnéticos para metais. O operador do guindaste deve também misturar o material recebido a fim de uniformizar a umidade. Em seguida, o resíduo é levado à rampa de alimentação que o encaminha à câmara de combustão, onde tem unidades de grelhas que agitam o resíduo, misturando continuamente o resíduo recém alimentado com o já comburido, é comum que materiais mais finos caiam entre as grelhas, mas eles são recuperados nas cinzas ou separadamente e podem ser reciclados no sistema ou encaminhados à disposição final (NEUWAHL *et al.*, 2019). Há alimentação de ar não só por baixo das grelhas, mas também por cima, garantindo a oxidação completa dos gases liberados, a turbulência, auxiliando o controle de temperatura e evitando a formação de escória (NEUWAHL *et al.*, 2019; ROGOFF; SCREVE, 2011). É feita também a recirculação de parte do gás de combustão gerado, a fim de reduzir de 10 % a 20 % a alimentação de ar, reduzir a produção de NOx, e, assim como a alimentação de ar, melhora a turbulência (CPHEEO, 2016).

O fluxo de gases vai então para a caldeira, produzindo vapor ou água quente. Podem ser utilizadas três tipos de caldeiras: de produção de água aquecida, que como o nome diz, produz apenas água quente, sendo utilizada em aquecimentos; de baixa pressão,

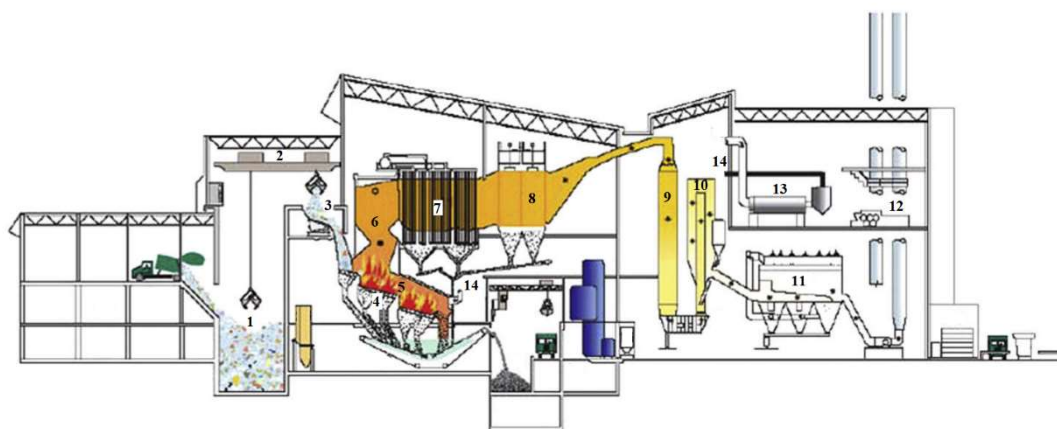
que produz apenas vapor de baixa pressão; ou de alta pressão, que produz tanto água quente para aquecimento, quanto vapor para geração de energia elétrica. A energia elétrica é gerada pelo sistema de turbinas a vapor, que é capaz de recuperar cerca de 35% do potencial energético dos RSUs (KALOGIROU, 2018). Há três tipos de turbinas a vapor:

- a) turbina de condensação – usada para geração apenas de energia elétrica;
- b) turbina sem condensação (ou de contrapressão) – usada para produção combinada de calor e energia elétrica, com vapor a pressão atmosférica ou maior;
- c) turbina de extração – usada para produção combinada de calor e energia elétrica, com aberturas para extração de vapor em diferentes pressões.

Quando há produção combinada de calor e energia chama-se CHP, sigla do inglês *combined heat and power*. A planta deve conter também uma subestação elétrica, para conversão, via transformadores, da energia gerada de baixa para alta tensão. Cerca de 10 a 20% da produção total é usada dentro da usina, o excedente é convertido a média tensão e entra na malha de distribuição elétrica (KALOGIROU, 2018). Após essa etapa, o fluxo de gases segue para o sistema de controle de poluição de gases, como um precipitador eletrostático. As cinzas de fundo geradas também são encaminhadas para um sistema de controle, são resfriadas e transportadas para aterro sanitário (ROGOFF; SCREVE, 2011), ou são tratadas – com técnicas de separação de metais, redução granulométrica e peneiramento – produzindo um resíduo agregado seco que pode ser utilizado como material de construção secundário (CPHEEO, 2016). Mas as cinzas volantes geradas na caldeira, e os resíduos gerados nos equipamentos de controle de poluição são considerados resíduos perigosos (Classe I) e devem ser dispostos em aterros específicos para resíduos Classe I (CPHEEO, 2016).

Há também a possibilidade de realizar o processo denominado *mass burning*. Nesse processo, o calor gerado é reaproveitado apenas para aquecimento, não sendo usado para geração de energia elétrica. A principal diferença na planta de *mass burning* é a ausência de turbinas a vapor, como pode ser visto na ilustração da Figura 2.11. Nesse caso a caldeira mais utilizada é a de produção de água aquecida, construída com tubos de membrana com água passando ao redor da parede da caldeira. Essa caldeira apresenta maior eficiência térmica para o processo de *mass burnig*, chegando a valores entre 60 e 75 %, apesar de menor retorno financeiro (ROGOFF; SCREVE, 2011).

Figura 2.11 Representação esquemática de uma instalação de combustão (*mass burning*) com recuperação energética a partir de RSU



Fonte: ROGOFF e SCREVE (2011, p. 29)

*Legenda: (1) armazenamento do RSU; (2) guindastes; (3) rampa de alimentação; (4) grelhas de incineração; (5) câmara de combustão; (6) injeção de ar secundária; (7) caldeira; (8) eletroprecipitador; (9) torre de resfriamento de gás; (10) purificador; (11) filtro manga; (12) filtro prensa de lama; (13) secador de lama; (14) exaustor de gás do secador.

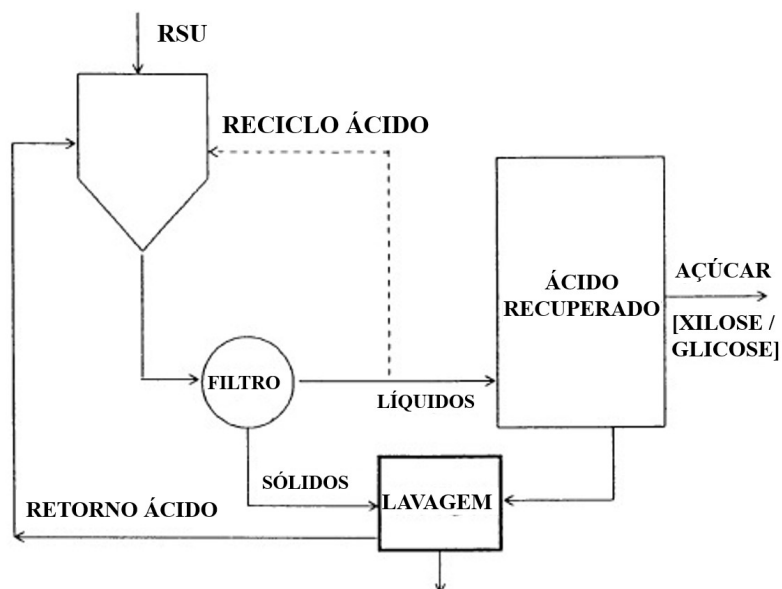
2.3.6. Hidrólise

A hidrólise é um processo de decomposição química, que se realizada em materiais lignocelulósicos, gera açúcares. Ela pode ser realizada utilizando como matéria-prima a fração lignocelulósica do RSU – ou seja, principalmente a fração de papel e papelão – para obtenção de etanol ou outros compostos químicos, a partir da fermentação dos açúcares formados (ROGOFF; SCREVE, 2011). A hidrólise utiliza água para fazer a decomposição química e pode ser realizada por dois métodos: ácida ou enzimática.

Antes da hidrólise, o RSU deve sofrer um pré-tratamento. Como as matérias primas da hidrólise são materiais lignocelulósicos, o pré-tratamento inicia-se com a separação mecânica do RSU, realizando a triagem de resíduos de alimentos e jardim, madeira, têxtil e, principalmente, papel e papelão (KHAN, 1992). No entanto, muitos resíduos de papel estão contaminados com tinta e cola, que podem ser inibidores no caso de hidrólise enzimática, e por isso devem ser removidos (KARAGIANNIDIS, 2012). Para alimentar o processo, deve ser realizada também a moagem dos resíduos, reduzindo o tamanho do material. No caso de hidrólise enzimática, a biomassa também deve ser pré-tratada com base ou ácido, o que aumenta o custo em relação à hidrólise ácida. Nessa última, a lama formada pelos resíduos sólidos e ácido deve ter concentração máxima de sólidos de 10 % (KHAN, 1992).

A hidrólise ácida pode ser realizada em alta temperatura e com ácido diluído, ou em temperaturas médias e com ácido concentrado. No entanto, a altas temperaturas a xilose degrada a furfural e a glicose a 5-hidroximetil furfural, além de ocorrer corrosão do equipamento. Segundo Khan (1992), a melhor condição é em temperaturas médias, 40 °C, alta concentração de ácido (80 % para ácido sulfúrico e 40 % para clorídrico), com rendimento de 8 % de xilose e 60 % de glicose. A hidrólise ácida ocorre a temperatura constante em reator de mistura, depois ocorre a filtração separando o material não hidrolisado, como lignina, que passa por limpeza e é aproveitado como combustível no próprio processo. A mistura de ácido e açúcar gerado é então separada por meio de extração, para recuperação do ácido, que pode ser reutilizado no processo. Antes da recuperação há um reciclo, como esquematizado na Figura 2.12.

Figura 2.12 Representação esquemática da hidrólise ácida



Fonte: KHAN (1992, p.32)

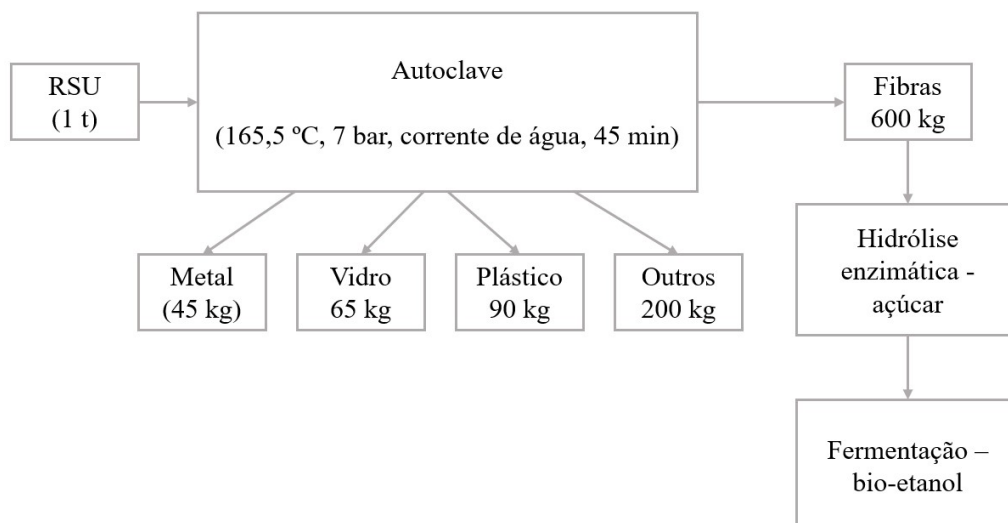
Para o processo de hidrólise enzimática, a etapa de moagem no pré-tratamento é realizada com adição de água destilada em um homogeneizador. A torta formada deve ser seca em aproximadamente 80 °C e novamente passar pela moagem, garantindo tamanho reduzido das partículas. Em seguida, deve passar por pré-tratamento ácido ou básico, que pode ser realizado com H_3PO_4 , HNO_3 ou $NaOH$, por exemplo. A hidrólise é realizada pela enzima celulase em condições moderadas, pH de 4,5 e temperatura entre 45 e 50 °C (BRUMMER *et al.*, 2013). Nessas condições não ocorre corrosão nos equipamentos.

A celulase é produzida essencialmente por fungos e bactérias. Diversas bactérias podem produzir a enzima com alta atividade específica, tais como *Clostridium thermocellum* e *Bacteroides cellulosolvens*, no entanto a baixa taxa. Dessa forma, a celulase via produção por fungos é mais estudada, tais como *Sclerotium rolfsii*, *P. chrysosporium*, espécies de *Trichoderma*, *Aspergillus*, *Schizophyllum* e *Penicillium*. Para o processo de hidrólise, deve haver os três tipos de celulase, endoglucanase, exoglucanase e β -glucosidase; pois o produto de uma será o substrato da outra. A endoglucanase libera o final das correntes da celulose para a exoglucanase remover unidades de celobiose das correntes livres, já a β -glucosidase hidrolisa a celobiose produzindo a glicose (SUN; CHENG, 2002).

A glicose formada pode ser convertida a etanol por fermentação em batelada com *Saccharomyces cerevisiae* ou com a bactéria *Zymomonas mobilis*, com 16 h de fermentação é possível alcançar 97,5 % de conversão a etanol. A fermentação também pode ser contínua, permitindo uma redução no tamanho do reator e, conseqüentemente, no custo (KHAN, 1992).

Li, Zhang e Andresen (2012) utilizaram autoclave para o pré-tratamento do RSU e conseguiram obter 60 % do RSU concentrado em fibra, para realizar o processo de hidrólise, a Figura 2.13 representa um esquema do processo de autoclave. A fração encontrada é bem expressiva perante a usualmente considerada para hidrólise, que é papel e papelão – uma vez que essa fração representa em torno de 20 % do RSU (variando de acordo com a região) e não pode ser toda utilizada na hidrólise, já que a fração contaminada com tinta e cola deve ser descartada para esse processo. Após esse pré-tratamento, os autores obtiveram uma conversão máxima de 53 % da celulose e hemicelulose na hidrólise enzimática utilizando 100 ml de solução tampão com 6% em massa do resíduo concentrado com 90 mg de celulase em pH 4,8 e a 40 °C por 12 horas. Li, Zhang e Andresen (2012) também indicam a possibilidade de produção de 152 L de etanol a partir de 1 tonelada de concentrado lignocelulósico do RSU, que, de acordo com os dados apresentados na Figura 2.13, pode ser obtido a partir de 1.666,67 toneladas de RSU pré-tratadas com autoclave.

Figura 2.13 Representação esquemática do pré-tratamento de RSU com autoclave para o processo de hidrólise



Fonte: adaptado de LI; ZHANG; ANDRESEN (2012, p. 85)

Todos os estudos encontrados para a hidrólise de RSU para a produção de glicose e posterior geração de etanol eram em escalas laboratorial e piloto. Não foram encontrados exemplos de plantas de escala industrial.

2.3.7. Comparação entre as diferentes tecnologias

Ao longo do subcapítulo 2.3 foram apresentadas cinco alternativas tecnológicas para o aproveitamento energético do RSU. Cada uma dessas tecnologias apresenta requisitos para sua aplicação. Por exemplo, a digestão anaeróbia trata apenas a fração orgânica do RSU; a hidrólise, a fração lignocelulósica, principalmente papel e papelão; enquanto a incineração trata todo o resíduo, exceto vidro e metal. As tecnologias também se diferenciam pelas vantagens e desvantagens. Por exemplo, a incineração apresenta como ponto positivo ser uma tecnologia consolidada, enquanto a hidrólise apresenta como ponto negativo não possuir plantas em escala industrial. A Tabela 2.11 apresenta uma comparação em detalhes das alternativas tecnológicas para o aproveitamento energético avaliado.

Tabela 2.11 Tabela comparativa das alternativas tecnológicas para o aproveitamento energético avaliado

Tecnologia	Pré-tratamento	Matéria-prima	Produto e Produto comercializável	Aspectos positivos	Aspectos negativos
Digestão Anaeróbia	Mecânico: triagem; Trituração	Matéria orgânica	Biogás Energia	Único dos processos citados que pode tratar RSU com alta umidade e baixo poder calorífico sem secagem; Tecnologia consolidada em larga escala	Tempo; Trata apenas uma parcela do RSU; Para os processos úmidos, o RSU precisa ser misturado à lodo industrial; Exige pré-tratamento
Pirólise	Mecânico: triagem; Moagem; Secagem	Matéria orgânica; Plástico; Papel	Bio-óleo; Carvão; Gás de Síntese Energia; Produtos Químicos	Pode ser utilizada no tratamento de mais de uma parcela do RSU; Produz fração líquida: facilita transporte e estocagem	Exige pré-tratamento
Gaseificação	Mecânico: triagem; Redução granulométrica	Matéria orgânica; Plástico; Papel	Gás de Síntese Energia; Produtos Químicos	Pode ser utilizada no tratamento de mais de uma parcela do RSU	Exige pré-tratamento; Alto custo de operação e manutenção; Utiliza O ₂
Combustão	Mecânico: triagem (facultativo)	Exceto vidro e metal	Energia elétrica; Aquecimento	Tecnologia consolidada em larga escala	Risco de vazamento nas grades; alto custo de tratamento das emissões gasosas
Hidrólise	Mecânico: triagem; Moagem; Secagem; Ácido ou básico (enzimática)	Papel	Glicose Etanol	Gera produto químico	Exige pré-tratamento; Trata apenas uma parcela do RSU; Tecnologia não consolidada em escala industrial

Fonte: elaboração própria

Além dos aspectos citados na Tabela 2.11, a produção energética é um fator decisivo na hierarquização das tecnologias. Para essa comparação, utilizou-se valores médios encontrados na literatura. Para o caso do tratamento térmico por combustão, foi analisado o *Waste-to-Energy State-of-the-Art-Report*, realizado pela *International Solid Waste Association* (ISWA) (2012). O relatório foi realizado por meio de questionários *online* para coleta de dados de plantas de WtE de 18 países da Europa e dos Estados Unidos com capacidades acima de 10.000 toneladas de resíduos processados por ano. Os dados são divididos em três grupos: informações gerais, que apresentam localização e endereço da planta, nome e *site*; informações técnicas, com número de linhas em operação, capacidade anual, tecnologia de WtE; e por fim, informações operacionais, como a quantidade incinerada, tipo de resíduo utilizado, energia produzida e vendida.

O número de plantas de WtE por país da Europa, pode ser visualizado na Figura 2.14, a Europa apresentava capacidade instalada de 4,8 GW em 2018 (IRENA, 2019). Os Estados Unidos, que não estão no mapa, em 2017 possuíam 75 plantas, que trataram 29,3 milhões de toneladas de RSUs (MICHAELS; KRISHNAN, 2018), e apresentava capacidade instalada de 1,1 GW em 2018 (IRENA, 2019). A França é o país com maior número de plantas, 126, seguido da Alemanha com 96 (CEWEP, 2017). No entanto, as plantas francesas possuem baixa capacidade, comparando com outros países como Alemanha (KALOGIROU, 2018). Dessa forma, a média utilizada nesse estudo para a tecnologia de combustão foi calculada com base nos valores listados para plantas na Alemanha que continham dados completos no relatório da ISWA (2012), e com os valores de rendimento energético apresentados por Michaels e Krishnan (2018) para as plantas nos EUA, já que, a maior referência é a Alemanha, mas os dados norte-americanos são mais recentes.

Figura 2.14 Mapa com número de plantas de WtE e quantidade de RSU tratado por país da Europa em 2017



Fonte: CEWEP (2017)

Uma vez que o relatório da ISWA (2012) é utilizado nesse estudo para informações de tratamento térmico por combustão, algumas etapas foram necessárias para a transformação dos dados apresentados nas informações requeridas. Como o relatório foi montado a partir de questionários *online*, há informações de algumas plantas que não foram preenchidas. Por exemplo, se a planta não informou a quantidade de resíduo que utiliza, não foi considerada nesse estudo. Dessa forma, foram selecionadas 31 plantas para estudo. Em seguida, foi analisado o tipo de tecnologia utilizada, a fim de filtrar apenas as de combustão. Nessa etapa não houve remoção de nenhuma planta, pois apenas a planta localizada em Zella-Mehlis utiliza outra tecnologia, pirólise, mas a empresa não informou a quantidade de resíduo processado, de forma que a planta já não

estava sendo considerada nas estimativas. Em sequência, foi analisado o tipo de resíduo. No relatório consta o campo quantidade total de resíduo incinerado, que é dividido entre tipos de resíduo, podendo ser: RSU, industrial, peletizado, lama, hospitalar e outros; das 31 plantas, apenas 6 apresentavam a quantidade por tipo de resíduo. Dessa forma, foi verificada a porcentagem média de 75 % de RSU no total de resíduo incinerado nas 6 plantas e aplicou-se esse valor para as outras 25 plantas. Como o propósito dessa etapa do estudo é comparar a energia produzida a partir de RSU entre as tecnologias apresentadas anteriormente, foi utilizado o dado de energia produzida e não vendida. Além disso, algumas empresas não informaram a quantidade de energia vendida, de forma que esse dado não será apresentado para comparação. Para analisar a quantidade de energia gerada por tonelada de RSU, foram desconsideradas 12 das 31 plantas, pois elas apresentavam apenas o valor de tonelada de vapor produzido, que não é possível comparar com as outras tecnologias, já que para efeito de hierarquização é necessário unificar as unidades.

Com isso, é possível observar na Tabela 2.12, a quantidade de vapor produzido, a energia gerada, tanto térmica quanto elétrica, e a quantidade média de RSU tratado anualmente por uma indústria de WtE com tecnologia de combustão, na Alemanha. Em seguida observa-se a média dessas variáveis com o desvio padrão e os valores mínimo e máximo entre as 31 plantas. Elas tratam em média 218,1 mil toneladas de RSU anualmente. Projetando esse valor para as 121 plantas, o país trata anualmente 26,4 milhões de toneladas de RSU. Os valores de desvio padrão apresentados são bastante altos, evidenciando a diferença existente entre o tamanho das plantas.

Tabela 2.12 Energia média gerada em plantas de WtE via combustão na Alemanha

Variável	Valor total	Valor médio	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
RSU (t)	6.761.875	218.125	109.548	43.950	472.500
Vapor (t)	26.094.261	931.938	472.533	217.000	2.000.000
Eletricidade (MWh)	2.655.873	147.549	104.260	34.251	384.000
Calor (MWh)	3.462.371	266.336	251.262	5.256	984.688

Fonte: elaboração própria a partir de ISWA (2012)

Para o rendimento energético das plantas dos EUA foi utilizado o Anuário de Plantas de *Waste-to-Energy* de 2018 (MICHAELS; KRISHNAN, 2018). Nele constam informações relativas às 75 plantas do país, tais como: número de unidades de caldeira na

planta, capacidade de tratamento de RSU em toneladas por dia, potência gerada em MW, vapor gerado em lbs/h, entre outras. Dentre as 75 plantas, três apresentavam apenas a vazão de vapor gerada. O anuário apresenta também o total de RSU processado pelas 75 plantas no país: 94.243 toneladas por dia equivalente à 29,3 milhões de toneladas por ano; a potência de 2.534 MW, que gera 13,9 milhões de MWh por ano, mas não apresenta a energia térmica produzida, apenas a massa de vapor. Considerando apenas as 72 plantas que geram energia elétrica, são tratados anualmente 29,1 milhões de toneladas de RSU e a média entre as 72 plantas é de 404 mil toneladas por ano. A Tabela 2.13 apresenta os dados das plantas nos EUA, assim como para a Alemanha, os valores de desvio padrão são bastante elevados, evidenciando a diferença de capacidade das plantas. É possível observar que, apesar de ter menos plantas, os EUA tratam uma quantidade maior de RSU por ano pela tecnologia de WtE que a Alemanha, corroborando com isso, a média de RSU tratado por planta nos EUA é 80 % maior que a mesma média alemã.

Tabela 2.13 Energia média gerada em plantas de WtE via combustão nos EUA

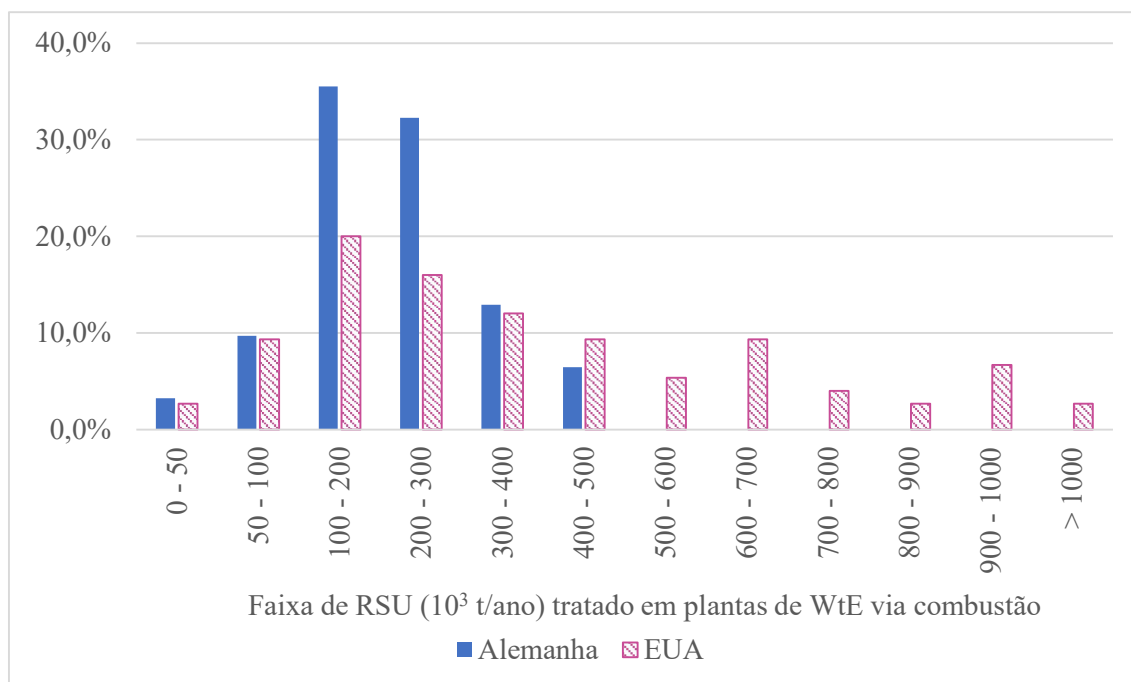
Variável	Valor total	Valor médio	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
RSU (t)	29.276.060	392.199	288.196	24.852	1.087.255
Vapor (t)	264.389	17.626	18.258	1.398	66.167
Eletricidade (MWh)	13.876.446	192.706	140.548	2.738	525.706

Fonte: elaboração própria a partir de MICHAELS; KRISHNAN (2018)

Como foi verificada uma grande diferença nos tamanhos das plantas tanto nos EUA quanto na Alemanha, foi contabilizado o número de plantas por capacidade instalada de tratamento de RSU. A Figura 2.15 mostra a distribuição das plantas pela capacidade para Alemanha e EUA, onde é possível observar uma maior concentração de plantas com capacidade variando de 100 a 400 mil toneladas de RSU tratados por ano. Na União Europeia, a média das capacidades instaladas para plantas de incineração de RSU é de 193 mil toneladas por ano de RSU, valor dentro do intervalo de 100 a 400 mil toneladas de RSU por ano (NEUWAHL *et al.*, 2019). O documento intitulado *Best Available Techniques (BAT): Reference Document for Waste Incineration* (NEUWAHL *et al.*, 2019) apresenta também a faixa de valores de capacidade típica para plantas de tratamento térmico do RSU. A Tabela 2.14 apresenta essa faixa. É importante ressaltar que a faixa apresentada para incineração é para forno com grelhas. Note que os dados

apresentados na Tabela 2.14 trata-se das faixas típicas e não de limites de aplicação da tecnologia. Note que a faixa apresentada para incineração apresentada na Tabela 2.14, está de acordo com a faixa de maior concentração observada na Figura 2.15.

Figura 2.15 Distribuição de plantas de WtE por capacidade nos EUA e Alemanha



Fonte: elaboração própria a partir de MICHAELS, KRISHNAN (2018) e ISWA (2012)

Tabela 2.14 Faixas de valores de capacidade típica para plantas de tratamento térmico do RSU

Tecnologia	Faixa de capacidade típica (10 ³ t/ano) de RSU
Incineração	44,8 - 262,8
Pirólise	3,7 - 36,5
Gaseificação	91,3 - 182,5

Fonte: adaptado de NEUWAHL *et al.*, (2019, p.7)

Para o caso da digestão anaeróbia, foi analisado o documento produzido pela agência ambiental dos EUA, *Anaerobic Digestion Facilities Processing Food Waste in the United States in 2015: Survey Results* (EPA, 2018). Esse documento foi elaborado por meio de entrevistas com operadores de instalações de digestão anaeróbia. Os resultados foram apresentados divididos em três grupos de digestores: de resíduos alimentares, de resíduos alimentares co-digeridos com resíduos agrícolas e com resíduos de tratamento de água. Para esse estudo, foi considerado apenas o primeiro tipo de digestores. Além dos dados apresentados no documento da EPA, foi utilizado para a

média de energia gerada por tonelada de RSU o exemplo apresentado no *Best Available Techniques Reference Document for Waste Treatments* (PINASSEAU *et al.*, 2018) e o apresentado no relatório *Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste* (HOGG *et al.*, 2002). Esse último relatório também foi utilizado como fonte para os valores médios de energia por tonelada de RSU para gaseificação e pirólise, em conjunto com as referências base para essas duas tecnologias. Como foi destacado no aspecto negativo da hidrólise na Tabela 2.11, essa tecnologia não é consolidada em escala industrial. Na literatura todos os dados apresentados são de escala laboratorial e, por isso, não será avaliado o rendimento energético dessa tecnologia, uma vez que não há dados industriais para tal.

É importante observar que nos processos citados, é possível que a recuperação energética do RSU seja feita por forma térmica, elétrica ou gerando produtos químicos. Para a hierarquização não faz sentido comparar valores de energia térmica e elétrica, de modo que é preciso unificar a unidade de energia. A conversão utilizada é apresentada no Anexo A deste trabalho. Os valores foram transformados para MWh. A Tabela 2.15 exhibe a quantidade de energia gerada em média por tonelada de RSU para cada processo.

Tabela 2.15 Energia média gerada por tonelada de RSU para cada alternativa tecnológica

Tecnologia	Energia por tonelada de RSU (MWh/t)	Desvio padrão
Digestão anaeróbia	0,07	0,11
Pirólise	0,08	0,13
Gaseificação	1,23	0,91
Combustão	1,49	0,69

Fonte: elaboração própria a partir de ARENA (2012), EPA (2018), PINASSEAU *et al.* (2018), HOGG *et al.* (2002), ISWA (2012), MICHAELS; KRISHNAN (2018) e PEDROZA *et al.* (2017)

*Nota: Como não há plantas de hidrólise, essa tecnologia não foi considerada para a comparação

Os dados apresentados nas Tabelas 2.11 e 2.15, aliados à estimativa com base nos dados apresentados no Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (SNIS, 2019), para o ano de 2018, de 7,0 milhões de toneladas de RSU gerados anualmente no estado do Rio de Janeiro, de gravimetria conhecida, apresentada na Tabela 2.2, possibilitam fazer uma análise do potencial de geração de energia por tecnologia no estado. Para essa análise, é importante considerar também o percentual RSU atendido pela coleta no estado – uma vez que só podem ser encaminhados para tratamento os RSUs coletados – para isso, será utilizado o valor também apurado pela SNIS (2019) de 99 %.

E considerando os dados apresentados no PERS (SEA, 2013), 2 % dos RSUs do estado do Rio de Janeiro são encaminhados à reciclagem. Esse valor será também desconsiderado do potencial de RSU tratável para as tecnologias que consideram frações recicláveis do RSU, no caso, pirólise, gaseificação e combustão – uma vez que a reciclagem é preferencial à recuperação energética na hierarquia de gerenciamento de resíduos, apresentada na Figura 1.3.

O resultado dessa projeção é apresentado na Tabela 2.16, sendo possível identificar que a melhor tecnologia em termos de potencial energético é a de combustão. Essa tecnologia também é uma das que apresenta maior potencial de RSU tratado. Observa-se também que apesar de digestão anaeróbia e pirólise apresentarem aproximadamente o mesmo potencial de geração de energia por tonelada de RSU, como apresentado na Tabela 2.15, a pirólise trata uma fração maior do RSU do que a digestão anaeróbia, já que essa trata apenas a fração de matéria orgânica, com isso o potencial de geração de energia para o estado pela tecnologia de pirólise ficou 86 % maior do que via digestão anaeróbia, mesmo descontando a parcela de recicláveis.

Tabela 2.16 Potencial energético no estado do Rio de Janeiro para cada alternativa tecnológica

Tecnologia	Potencial de RSU tratado (t)	Potencial energético no estado do Rio de Janeiro (MWh)
Digestão anaeróbia	3.671.824	257.028
Pirólise	5.970.973	477.678
Gaseificação	5.970.973	7.344.297
Combustão	6.426.175	9.575.000

Fonte: elaboração própria a partir de ARENA (2012), EPA (2018), PINASSEAU *et al.* (2018), HOGG *et al.* (2002), ISWA (2012), MICHAELS; KRISHNAN (2018) PEDROZA *et al.* (2017), SEA (2013) e SNIS (2019).

Segundo o Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2018 ano base 2017, realizado pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2018), o consumo de energia do estado do Rio de Janeiro em 2017 foi de 2.320 kWh por habitante, abaixo do Brasil, que teve um consumo médio de 2.525 kWh por habitante. O consumo *per capita* do estado apresentou uma queda de 0,1 % de 2012 a 2017 (EPE, 2017; EPE 2018), sendo que entre os 3 primeiros anos desse intervalo houve um aumento médio de 3 % e entre os 3 últimos uma queda de 2,2 %. Aplicando a queda média de 0,1 % no valor de 2017, a projeção de consumo *per capita* para o ano de 2019 é de 2.318 kWh. No entanto, considerando que o fim do horário de verão nesse ano pode acarretar aumento de consumo (CRUZ, 2019),

para esse trabalho será considerado o valor médio de 2.320 kWh por habitante para 2019, ou seja, o consumo médio *per capita* será considerado constante de 2017 para 2019. Considerando que o consumo médio da cidade do Rio de Janeiro seja equivalente ao do estado, projeta-se que o potencial energético do estado do Rio de Janeiro, pela tecnologia de combustão, tem capacidade de suprir 61 % da demanda energética da capital, ou 24 % da demanda do estado.

No entanto, como apresentado na Figura 2.15 existem plantas de diferentes tamanhos, o que causa um alto desvio padrão apresentado para a média de capacidade instalada nas plantas, conforme apresentado nas Tabelas 2.12 e 2.13. Dessa forma, para estimar uma planta no estado do Rio de Janeiro, é importante atentar à capacidade instalada. Como visto na Figura 2.15 e nas Tabelas 2.12, 2.13, dentre as plantas que apresentaram o valor de tonelada produzida no relatório da ISWA (2012) e as plantas americanas – apresentadas no Anuário de Plantas de Waste-to-Energy de 2018 (MICHAELS; KRISHNAN, 2018) – não há plantas que tratam 6,4 milhões de toneladas de RSU por ano, quantidade necessária para suprir os 61 % da energia da capital, essa capacidade também está muito acima da faixa típica apresentada na Tabela 2.14. Com isso, é possível analisar o potencial de geração energética por região administrativa do estado do Rio de Janeiro. A Tabela 2.17 apresenta essa análise. A divisão de cidades por região foi realizada conforme apresentado no Anexo B.

Tabela 2.17 Potencial de geração energética pela combustão por região administrativa do estado

Região	Geração de RSU (t/ano)	Consumo energético (MWh)	Potencial de geração energética por combustão (MWh)	Percentual de consumo suprido
Região Metropolitana	5.649.753,13	29.336.343,31	8.418.132,16	29 %
Região Centro Sul Fluminense	78.729,28	668.818,70	117.306,63	18 %
Região da Costa Verde	89.336,12	676.124,76	133.110,82	20 %
Região das Baixadas Litorâneas	303.395,61	2.275.736,20	452.059,46	20 %
Região do Médio Paraíba	279.114,67	2.119.889,10	415.880,85	20 %
Região Noroeste Fluminense	91.029,68	778.094,04	135.634,22	17 %
Região Norte Fluminense	312.249,10	2.223.250,45	465.251,15	21 %
Região Serrana	261.990,07	1.978.484,74	390.365,20	20 %

Fonte: elaboração própria a partir de ARENA (2012), EPA (2018), EPE (2017), EPE (2018), EUROPEAN COMMISSION (2006b), HOGG *et al.* (2002), ISWA (2012), MICHAELS; KRISHNAN (2018) PEDROZA *et al.* (2017), SEA (2013) e SNIS (2019).

É possível observar que o maior potencial de geração energética é da região metropolitana, no entanto a geração de RSU dessa região também está acima dos limites superiores apresentados na Figura 2.15 e nas Tabelas 2.12, 2.13 e 2.14. Como não foram encontrados dados na literatura que indicam que é tecnicamente possível e economicamente viável uma única unidade com essa capacidade instalada, é necessário um estudo técnico sobre a capacidade instalada ótima para uma unidade, considerando também a possibilidade de linhas em paralelo. Em função disso, a Região Metropolitana não será considerada como região viável, no entanto, ainda seria possível dividi-la em regiões menores, com mais de uma planta.

O segundo maior potencial de geração energética é de 466 GWh, proveniente dos resíduos da região Norte Fluminense. Essa produção energética é capaz de suprir 21 % do consumo da região ou 40 % do consumo de Campos dos Goytacazes, maior cidade do Norte Fluminense. Ao tratar o RSU gerado na Região das Baixadas Litorâneas pela tecnologia de combustão, essa região apresenta potencial de suprir 20 % do consumo energético da região e 89 % do consumo energético de Cabo Frio – maior cidade da região. Já a Região do Médio Paraíba, com potencial de geração de 416 GWh, tem capacidade de suprir 66 % do consumo energético da maior cidade da região: Volta Redonda. A região Serrana também tem um potencial alto, de 390 GWh, conseguindo suprir 20% do consumo da região, ou 55 % do consumo de Petrópolis, sua maior cidade.

As quatro regiões destacadas geram anualmente entre 200 e 400 mil toneladas de RSU. Considerando que a maioria das plantas analisadas apresentam capacidade entre 100 e 400 mil toneladas por ano de RSU, essas regiões do estado do Rio de Janeiro geram anualmente uma quantidade de RSU dentro desse intervalo e, conseqüentemente, dentro dos limites apresentados nas Tabelas 2.12, 2.13 e 2.14.

O custo de tratamento varia de acordo com a capacidade da planta. A Tabela 2.18 apresenta alguns valores de custo de acordo com a capacidade. Para plantas de 200.000 toneladas de RSU por ano, o custo específico é de 105 EUR por tonelada, enquanto para 300.000 o valor cai para 85 EUR por tonelada.

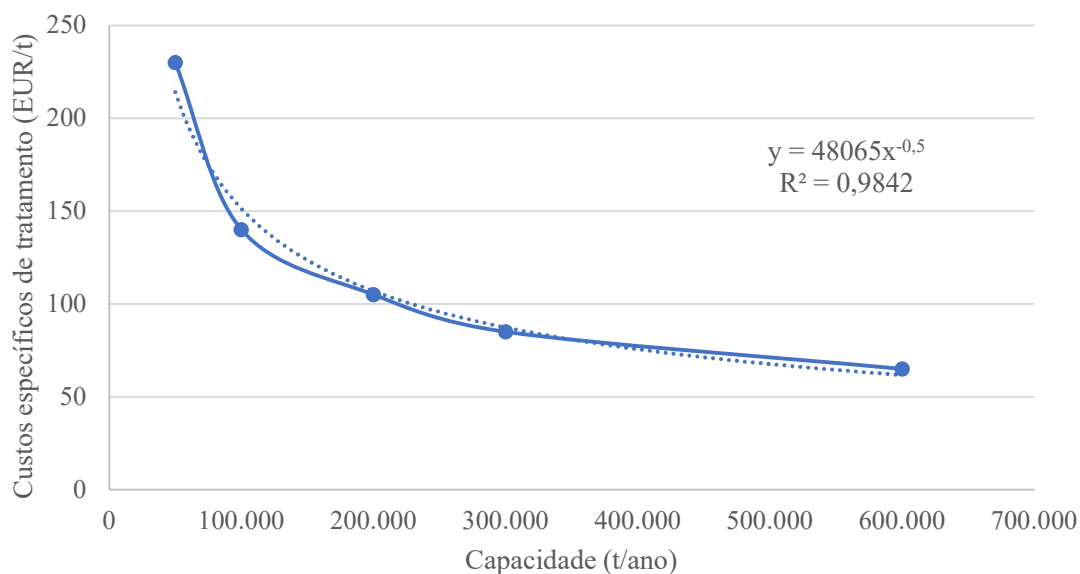
Tabela 2.18 Variação do custo específico de tratamento por capacidade

Capacidade (t/ano)	Custos específicos de tratamento (EUR/t)
50.000	230
100.000	140
200.000	105
300.000	85
600.000	65

Fonte: EUROPEAN COMMISSION (2006a, p. 491)

Projetando uma tendência com os dados apresentados na Tabela 2.16, é possível definir custos para os valores entre 200 e 400 mil toneladas por ano. A tendência polinomial pode ser observada no gráfico da Figura 2.16. É importante ressaltar que a tendência encontrada é equivalente a economia de escala dada teoria econômica tradicional. Como são fornecidos valores no intervalo de até 600.000 toneladas por ano, não é possível afirmar se esse seria um ponto ótimo ou de escala mínima de eficiência.

Figura 2.16 Linha de tendência dos custos específicos de tratamento pela capacidade de RSU da planta de WtE por combustão na Alemanha



Fonte: elaboração própria a partir de EUROPEAN COMMISSION (2006a)

2.4. A FRAÇÃO PLÁSTICA DO RSU

Na seção 2.3 foram identificadas e avaliadas cinco principais tecnologias para conversão de RSU em bioenergia. No entanto, nessa avaliação, toda a fração do RSU que pode ser tratada pela tecnologia estudada foi considerada sendo encaminhada para essa

tecnologia. Avaliou-se encaminhar a fração plástica do RSU para pirólise, gaseificação e incineração, como apresentado na Tabela 2.16. No entanto, de acordo com a hierarquia de gerenciamento de resíduos sólidos, apresentada na Figura 1.3, a reciclagem é preferencial à recuperação energética, ou seja, a fração plástica deveria ser preferencialmente reciclada.

A presente seção se propõe discutir o panorama mundial do plástico, focando na fração dele no RSU, e as tecnologias utilizadas mundialmente para sua reciclagem. Para então, poder avaliar se a reciclagem – aproveitando o maior valor agregado do plástico – é economicamente melhor para a recuperação dos resíduos plásticos. Essa avaliação será feita comparando os resultados do estudo preliminar de viabilidade econômica de dois cenários.

2.4.1. Panorama do Plástico

Plásticos são materiais formados por meio da polimerização, ou seja, por meio da junção de hidrocarbonetos orgânicos pequenos, denominados monômeros (PIATTI; RODRIGUES, 2005). A nafta – fração do petróleo – é matéria-prima de eteno, propeno, butadieno, benzeno, tolueno e xileno, que são alguns monômeros para fabricação dos principais tipos de plásticos convencionais (ABIPLAST, 2017; ABIPLAST, 2018), como não são biodegradáveis eles acumulam em vazadouros a céu aberto, aterros ou mesmo na natureza (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Os plásticos também podem ser sintetizados a partir de fontes renováveis como soja, amido de arroz, milho, cana-de-açúcar e beterraba, esses são denominados bioplásticos, que podem ou não ser biodegradáveis (ABIPLAST, 2017; ABIPLAST, 2018).

Os plásticos podem ser classificados quanto ao seu ciclo de vida, como ciclo longo, médio e curto. Os plásticos de ciclo longo são aqueles com ciclo de vida maior que 5 anos e correspondem à 49% do consumo de plásticos no Brasil, sendo utilizados principalmente para construção civil e indústria automotiva (ABIPLAST, 2018). Já os plásticos de ciclo médio, são utilizados por 1 a 5 anos e correspondem a 16% do consumo total, sendo sua principal aplicação em artigos de comércio (ABIPLAST, 2018). Os plásticos com ciclo de vida inferior a 1 ano – classificados como ciclo curto de vida – são responsáveis por 35% do consumo de plástico principalmente pelo setor alimentício e de bebidas (ABIPLAST, 2018). Esses últimos são o principal desafio na gestão de resíduos plásticos, uma vez que compreendem uma fração grande do consumo e em menos de um



ano se tornam resíduos. Mundialmente o maior mercado do plástico é o de embalagens, principalmente descartáveis, sendo que 36 % da produção de plástico tem esse destino, e como são de ciclo curto de vida, 47 % da geração de resíduos plásticos são advindos desse mercado (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

Os plásticos também podem ser classificados quanto ao tipo de resina. Segundo a ABNT (2008) são seis principais tipos e as embalagens plásticas devem ser identificadas com o símbolo da resina utilizada na sua fabricação, para auxiliar na separação e reciclagem. A Tabela 2.19 apresenta essas seis resinas, com seus símbolos e principais características, além do símbolo que deve ser utilizado no caso de embalagens produzidas a partir de outras resinas.

Tabela 2.19 Simbologia e características das principais resinas plásticas

Símbolo	Tipo	Características
	Polietileno tereftalato – PET	Rígido, transparente, amorfo, absorve umidade, resistente a impacto, baixa permeabilidade a gases.
	Polietileno de alta densidade – PEAD	Rígido, opaco, denso, alto grau de cristalinidade, leve, impermeável, ótimas resistências química e mecânica.
	Policloreto de Vinila – PVC	Alta versatilidade por meio da adição de aditivos como plastificantes, lubrificantes, estabilizantes, pigmentos e corantes, obtendo propriedades diferentes.
	Polietileno de baixa densidade – PEBD Polietileno de baixa densidade linear – PEBDL	Flexível, leve, transparente, baixas condutividades elétrica e térmica, alta resistência química, atóxico.
	Polipropileno – PP	Homopolímero: Rígido, boa resistência térmica e química Copolímero: Flexível, transparente, maior resistência que o copolímero (exceto química)

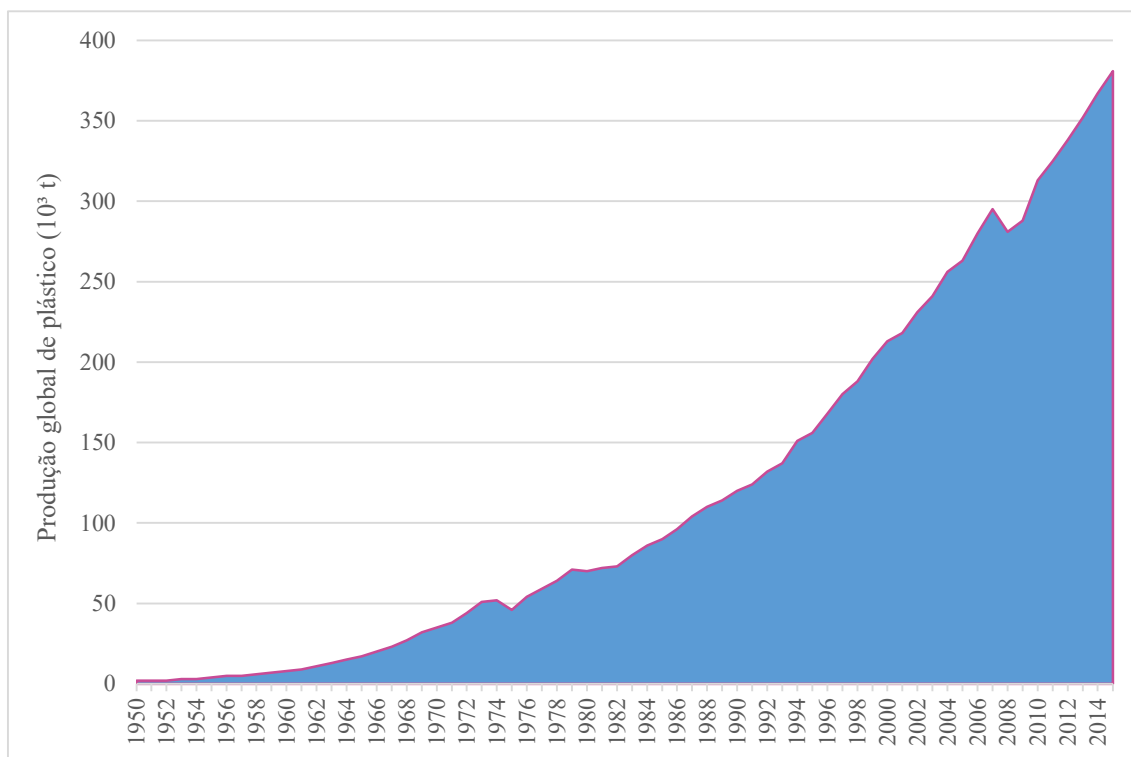
(continuação)

Símbolo	Tipo	Características
	Poliestireno – PS	Rígido, leve, transparente e brilhante, baixas resistências química, térmica e mecânica (rígido e quebradiço).
	Outras resinas	*o termo outros pode ser substituído pela abreviatura do nome da resina que compõe o material

Fonte: Elaboração própria a partir de ABNT (2008) e SINDIPLAST [s.d.]

Apesar de ter surgido no início do século 20, o plástico começou a ser amplamente utilizado na década de 50 (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Devido, principalmente, a capacidade de ser moldado em diversos formatos, sua leveza e baixo custo, o plástico se tornou um dos materiais mais utilizados mundialmente, substituindo materiais tradicionais como vidro, aço, madeira e concreto (D'AMBRIÈRES, 2019). O desafio na grande utilização do plástico mundialmente está na gestão do fim da vida útil dos materiais feitos a partir dele, por isso é importante atentar-se aos plásticos de ciclo curto de vida. A Figura 2.17 apresentam a evolução da produção mundial de plástico de 1950 a 2015. De 1964 a 2014 a produção de plástico aumentou em mais de 20 vezes, e estima-se que até 2050 esse valor ainda quadruplica (WORLD ECONOMIC FORUM, 2016).

Figura 2.17 Evolução da produção mundial de plástico de 1950 a 2015



Fonte: GEYER; JAMBECK; LAW (2017, p.4)

O aumento na produção de plástico apresentado na Figura 2.17 acarretou um aumento também na geração de resíduos plásticos. A fração plástica do RSU aumentou de menos de 1 % em 1960 em países de média e alta renda, para 10 % em 2005 (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017) e, atualmente, o Banco Mundial (KAZA *et al.*, 2018) apurou que 12 % dos RSUs mundiais são compostos por plásticos, como mostrado na Figura 2.1, equivalente a 242 milhões de toneladas de resíduo plástico.

De acordo com o relatório do Fórum Econômico Mundial realizado em parceria com a Fundação Ellen MacArthur, em 2013, 14 % dos plásticos gerados para uso em embalagens foram coletados para reciclagem – 2 % foi efetivamente reciclado em produto de mesmo valor e qualidade, 8% foi reciclado em produto de menor valor e 4 % foi perdido – 14 % foi encaminhado para recuperação energética. Os 72 % restantes não são reaproveitados com recuperação material ou energética, sendo que 40 % foi disposto em aterro não especificado e 32 % disposto de forma inadequada no meio ambiente ou em vazadouros a céu aberto (WORLD ECONOMIC FORUM, 2016).

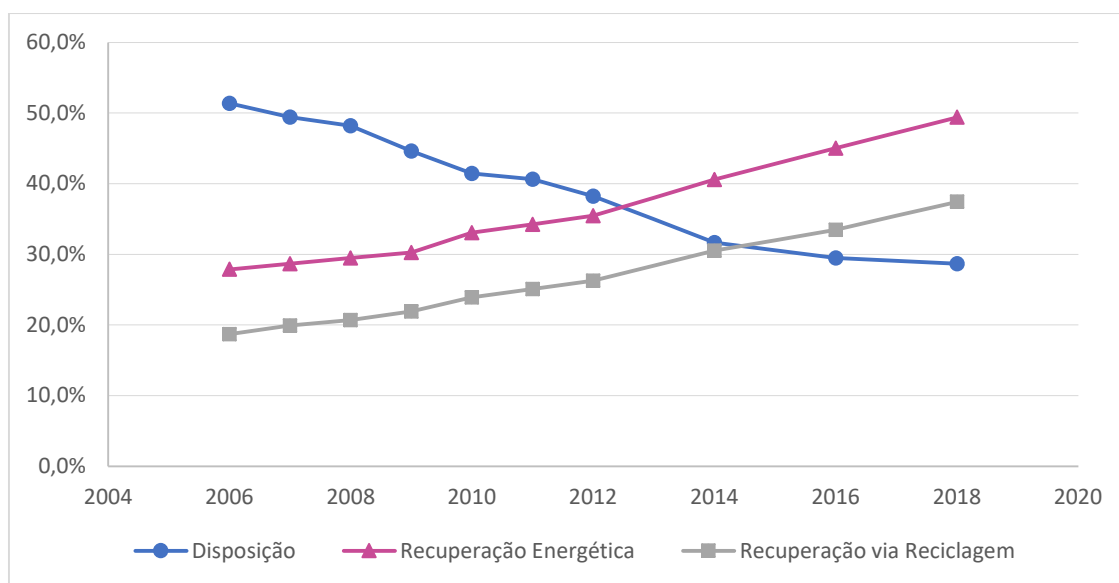
A disposição inadequada de resíduos plásticos gera inúmeros impactos ambientais e danos à saúde humana e de animais. Tais como: entupimento de ralos causando inundações; contaminação de corpos d'água; morte de diversos animais devido à ingestão

de plástico; intoxicação, infertilidade e mutações genéticas em humanos que se alimentam de carne – principalmente de peixes – que carregam plásticos e seus aditivos tóxicos; problemas respiratórios se houver queima de plásticos sem controle (BACONGUIS, 2018). Apesar dos plásticos convencionais não serem biodegradáveis, a luz solar enfraquece o material o fragmentando e gerando microplásticos, uma grande preocupação atual (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017), que pode gerar problemas nos sistemas respiratórios e circulatórios (BACONGUIS, 2018). Jambeck *et al.* (2015) apuraram que em 2010 de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos foram despejados em oceanos, e estimam que até 2025 a quantidade acumulada vai em uma ordem de grandeza. O relatório do Fórum Econômico Mundial e da Fundação Ellen MacArthur, apresentou para 2014 um valor intermediário com relação aos apresentados por Jambeck (2015) de resíduos plásticos dispostos em oceanos, sendo de 8 milhões de toneladas, equivalente a razão em massa de 1:5 de plástico e peixe nos oceanos e estima que se não for tomada uma ação significativa essa razão vai aumentar, tendo mais plástico que peixe em massa nos oceanos em 2050 (WORLD ECONOMIC FORUM, 2016).

Esse cenário evidencia a necessidade da aplicação dos conceitos da Economia Circular⁷ para o plástico, mitigando a geração de seus resíduos. Para isso pode-se reaproveitar os resíduos plásticos gerando energia, como visto na seção 2.3, ou com a reciclagem, gerando materiais de maior valor agregado, o que será discutido na próxima seção. A União Europeia, de 2006 a 2018, aumentou a recuperação – material e energética – dos resíduos plásticos coletados em 86 % (PLASTICS EUROPE; 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2017, 2019), a Figura 2.18 mostra essa evolução. Nesses 13 anos houve uma queda de 44 % na destinação a aterros, ela passou de destinação mais utilizada à menos utilizada, essa inversão ocorreu em 2008, se considerarmos recuperação energética e material juntas, e entre 2012 e 2016 ela ficou abaixo da recuperação energética e da reciclagem consideradas separadamente. Globalmente a disposição final ainda é a mais utilizada para resíduos plásticos. Segundo a projeção realizada por Geyer, Jambeck e Law (2017) a disposição final vai ser superada pela recuperação energética em 2030 e pela reciclagem em menos de 5 anos depois.

⁷ Economia Circular é aquela em que os materiais são projetados de forma a facilitar sua reinserção no processo produtivo para remanufatura. Ela se baseia em três princípios: eliminar resíduos e poluição; manter produtos e materiais em ciclos de uso; regenerar sistemas naturais (Ellen MacArthur Foundation, 2017)

Figura 2.18 Evolução das destinações finais para resíduos plásticos coletados na União Europeia de 2006 a 2018



Fonte: Elaboração própria a partir de PLASTICS EUROPE (2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2017, 2019)

O Brasil está evoluindo no cenário de reciclagem de material plástico, em 2017 havia 1.061 empresas no setor, sendo 25 no estado do Rio de Janeiro. Apesar do número de empresas desse setor no Brasil ter diminuído em 11 unidades de 2016 para 2017, no estado do Rio de Janeiro houve um aumento de 2 empresas nesse intervalo e no país de 2007 a 2017 foi verificado um crescimento de 121 % no número de empresas de reciclagem de plástico (ABIPLAST, 2018; ABIPLAST, 2019). No entanto, esse setor ainda é muito pequeno comparado com a indústria de plástico. Em 2016 foram produzidas 550 mil toneladas de plástico reciclado no Brasil, contra 6,2 milhões de toneladas de plástico virgem realizada por 11.127 empresas (ABIPLAST, 2019), evidenciando grande oportunidade para reciclagem de plástico.

2.4.2. Tecnologias para Reciclagem

Para inserir a fração plástica do RSU no contexto da Economia Circular é necessário conhecer formas de aproveitar esse resíduo. Na seção 2.3 foram identificadas as tecnologias para gerar bioenergia a partir do RSU, considerando a fração plástica. No entanto, a hierarquia de gerenciamento de resíduos, apresentada na Figura 1.3, prevê a recuperação material preferencialmente à energética, e a fração plástica possui um valor

agregado que pode ser aproveitado por meio da reciclagem. Essa seção, então, visa a identificação dos processos disponíveis para essa reciclagem.

A reciclagem gera uma série de benefícios para a sociedade, economia e meio ambiente. Entre esses benefícios, pode-se citar a redução de volume dos resíduos, redução de custo na disposição final, aumento do tempo de vida útil de aterros sanitários e controlados acarretando redução de demanda de terra, redução no consumo de matérias-primas não renováveis (CPHEEO, 2016).

De forma geral, o processo de reciclagem envolve três grandes etapas: coleta, segregação e o processo em si (CPHEEO, 2016). Na primeira etapa os resíduos são coletados dos geradores de resíduos, com ou sem separação na fonte. No Brasil, por exemplo, a coleta é porta-a-porta e majoritariamente o RSU vem misturado, ou seja, contém diferentes resíduos recicláveis e não recicláveis. Na segunda etapa é feita a separação das diferentes frações do RSU, quando ele vem separado da fonte essa etapa é mais simples. No entanto, para alguns processos de reciclagem do plástico é importante não apenas a separação da fração plástica das demais frações, mas também a separação da fração plástica entre os diferentes tipos de resina (CPHEEO, 2016), essa separação entre tipos de plástico pode ser considerada a primeira etapa do processo que a necessita. Por isso é importante a simbologia apresentada na Tabela 2.21, quando a segregação é feita de forma manual é possível identificar o símbolo em cada embalagem. Por fim, a última etapa que pode ser realizada por quatro principais processos de reciclagem.

Esses principais processos utilizados mundialmente são: primário – re-extrusão pré-consumo; secundário – reciclagem mecânica; terciária – reciclagem química e por fim o quaternário – recuperação energética (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009). O último foi abordado nesse trabalho de forma comum a todas as frações do RSU na seção 2.3 e, portanto, não será abordada novamente nessa seção.

A reciclagem primária é a re-extrusão de resíduos industriais plásticos de um único polímero, limpos e não contaminados, para produzir materiais semelhantes, com as mesmas propriedades. Por tratar majoritariamente resíduos industriais é considerada tratamento pré-consumo, no entanto, ela também pode ser utilizada para pós-consumo, como para a fração plástica do RSU. Mas para tratamento pós-consumo ela apresenta uma série de desafios, já que não pode possuir contaminações. Então, para ser utilizada nesse processo, a fração plástica RSU deve ser coletada em pequenas quantidades, de várias fontes diferentes, de forma seletiva e segregada (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009). No entanto, muitos países, como o Brasil, não possuem essa coleta eficiente, de

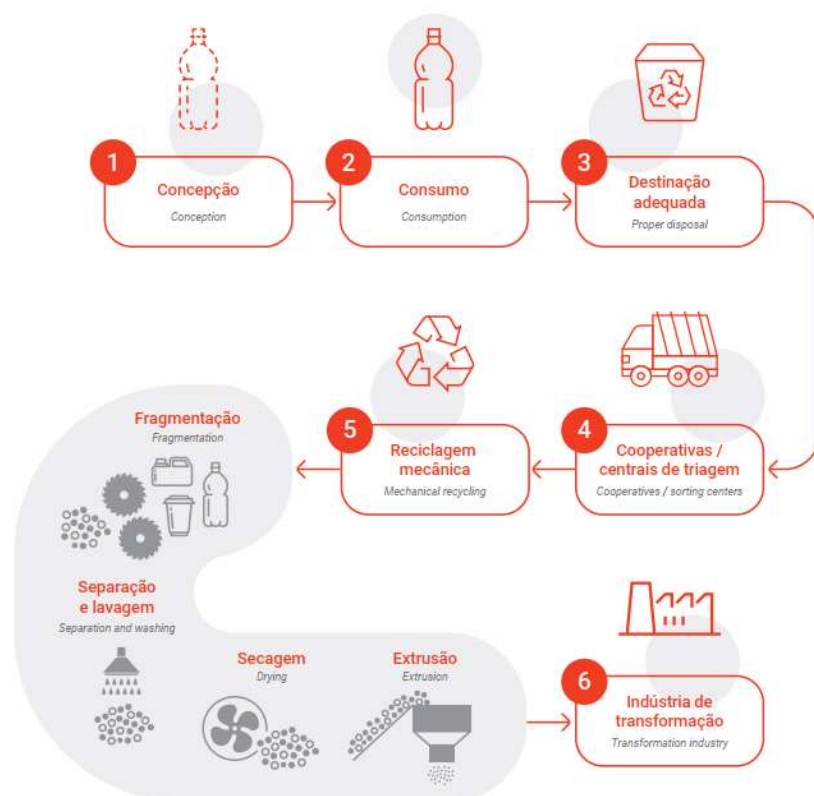
forma que a reciclagem primária é utilizada principalmente para tratamento pré-consumo e não será aprofundada no presente trabalho.

2.4.2.1. Tratamento secundário – reciclagem mecânica

A reciclagem mecânica é um tratamento pós-consumo, isto é, transforma resíduos plásticos pós-consumo em matéria-prima para novos materiais, pode ser utilizado na fração plástica do RSU, desde que os materiais sejam separados por tipo de resina. Mas os resíduos industriais também são apropriados para esse processo, uma vez que já estão separados por tipo de resina e limpos (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009). Essa é uma tecnologia consolidada e utilizada mundialmente desde a década de 70. Uma diferença para a reciclagem primária é que a secundária gera produtos com propriedades inferiores aos da primária (HOPEWELL; DVORAK; KOSIOR, 2009).

A reciclagem mecânica tem como vantagem a redução de consumo de utilidades. Segundo a ABIPLAST (2019) a cada uma tonelada de material reciclado produzido são economizados 450 litros de água e 75 % de energia em relação ao processo de produção convencional. Além dessas vantagens, também evita o envio de resíduos a aterros e insere o plástico nos conceitos da Economia Circular. A Figura 2.19 mostra um fluxo da reciclagem mecânica, desde a concepção original do material reciclável até a indústria de transformação receber o material reciclado, evidenciando a circularidade do processo. O processo de reciclagem está sintetizado na Figura 2.19 e será posteriormente detalhado em mais etapas.

Figura 2.19 Fluxo da reciclagem mecânica de materiais plásticos



Fonte: ABIPLAST (2019, p. 53)

Como desafio a reciclagem secundária tem a restrição de tratar apenas um tipo de resina, exigindo a separação, essa separação é realizada de acordo com a forma, tamanho, densidade, cor ou composição química (RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017). Outro desafio é a degradação do material, polímeros degradam sob ação de calor, oxidação, luz, radiação iônica, hidrólise e cisalhamento mecânico, condições que o polímero pode ter sido submetido durante seu ciclo de vida antes da destinação à reciclagem e que será submetido durante a reciclagem mecânica (RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017). Por isso as propriedades do produto são inferiores às do gerado na reciclagem primária e na reciclagem química (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009).

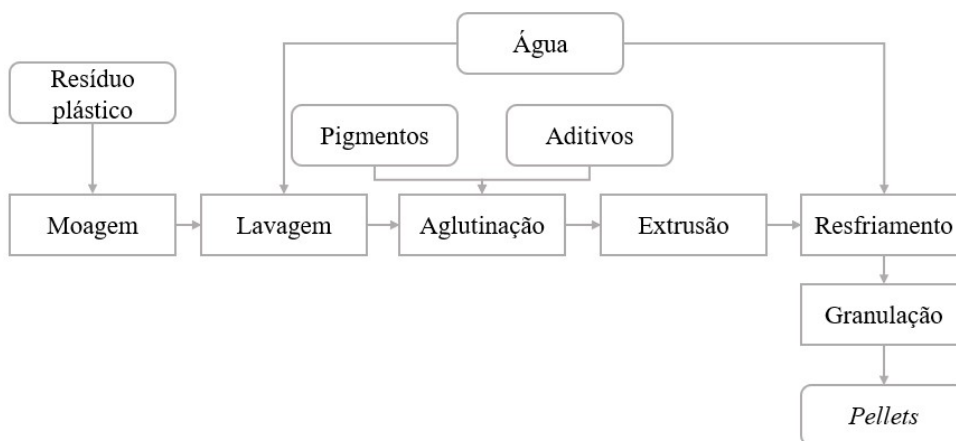
Al-Salem, Lettieri e Baeyens (2009) descrevem o processo de reciclagem mecânica por meio de algumas etapas usualmente utilizadas:

- a) separação das demais frações do RSU – caso o resíduo não venha segregado;
- b) trituração – grandes peças de plástico são cortadas em pequenos flocos;
- c) separação de contaminantes – separação de impurezas remanescentes da separação, tais como papel, poeira, entre outras, pode ser realizada em ciclone;

- d) separação de resinas diferentes – separação dos diferentes tipos de plástico na fração plástica, pode ser feita em tanque de flotação por meio das diferenças de densidade;
- e) moagem – redução granulométrica de flocos de um mesmo tipo de resina plástica (para alguns recicladores esse é o primeiro passo, quando o resíduo já vem separado por tipos de resina plástica);
- f) lavagem e secagem – pré-lavagem com água e dependendo da destinação do produto final, pode haver outra etapa de lavagem e secagem. Caso de resíduos contaminados (principalmente com cola) pode ser feita uma lavagem química, com soda cáustica e surfactantes;
- g) aglutinação – o produto é compactado por compressão e nessa etapa pode haver a adição de pigmentos ou aditivos;
- h) extrusão – o produto compactado é enviado a extrusoras formando filamentos de uma única resina plástica;
- i) resfriamento e granulação – os filamentos de plástico são resfriados e triturados formando os *pellets*.

Na Figura 2.20 é possível observar uma representação esquemática das etapas (e) a (i), quando o resíduo plástico já está separado entre diferentes resinas. A separação em resinas de um mesmo tipo é realizada explorando diferenças nas suas propriedades físico-químicas, conforme abordado nas etapas (a) a (d), e é uma das etapas mais críticas do tratamento secundário (RUJ *et al.*, 2015).

Figura 2.20 Representação esquemática de reciclagem mecânica a partir de resíduos plásticos de mesma resina



Fonte: AZNAR, *et al.* (2006, p. 410)

Conforme apresentado na etapa (d) a separação em diferentes tipos de resina pode ser feita pela diferença na densidade utilizando a flotação. Além da flotação outros processos de separação também exploram a diferença de densidade dos plásticos, e podem utilizar equipamentos como: centrífugas, ciclones e hidrociclones (RUJ *et al.*, 2015).

Ademais outras propriedades também podem ser exploradas. A diferença de cor das resinas pode ser explorada na separação utilizando-se classificadores óticos, no entanto esse mecanismo é apropriado para frações com apenas algumas resinas. Ele pode separar PEAD e PET, sendo este último nas suas três cores características: transparente, azul e verde (RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017). Também é possível realizar a separação por infravermelho ou raios-x, pois ao receber a radiação os plásticos refletem espectros específicos possibilitando a separação, mas plásticos com coloração escura não são apropriados para utilizar esse método (RUJ *et al.*, 2015). Também pode ser utilizada a separação triboelétrica, em que as resinas plásticas são carregadas pelo contato com diferentes materiais e em seguida passam por um campo elétrico entre dois eletrodos paralelos de cargas opostas, sendo então separadas em dois grupos pela diferença de polaridade (RUJ *et al.*, 2015). Um problema desse último método de separação é a ação da gravidade, que pode intervir na separação ao passar as resinas pelos eletrodos, assim a eficiência depende não apenas do carregamento das partículas, mas também do tamanho delas, partículas muito pequenas, ou com cargas muito baixas deve haver uma longa área entre os eletrodos para permitir a separação (RUJ *et al.*, 2015).

Por fim, outra forma de separação utilizada é a separação manual, ratificando a importância da simbologia e classificação apresentada na Tabela 2.21. Ela é realizada pela identificação visual dos operadores, por meio de diferenças na aparência dos plásticos, desde cores, formatos, até o uso mais comum para determinadas resinas (RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017; RUJ *et al.*, 2015). Apesar de muito utilizada, até para a separação das outras frações do RSU, processos em grande escala podem inviabilizar esse tipo de separação.

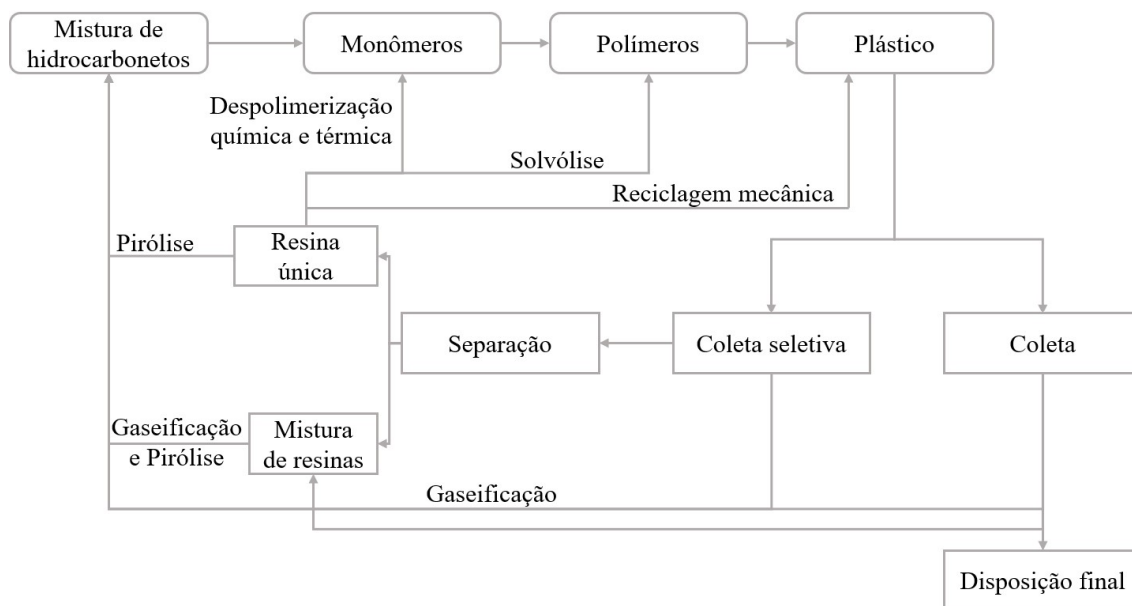
2.4.2.2. Tratamento terciário – reciclagem química

A reciclagem química consiste no processo em que os resíduos plásticos são transformados quimicamente em moléculas mais simples que podem ser utilizadas como matérias-primas de novos petroquímicos e plásticos de alta qualidade e performance, – semelhantes aos obtidos pelo processo com matéria-prima virgem – reincorporando-os à

cadeia produtiva (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009; BERGSMA, 2019; GRÄTER, 2019; MANSUY, 2019). O tratamento terciário é utilizado para aqueles plásticos que não podem ser reciclados pelo tratamento secundário (GRÄTER, 2019), dessa forma a reciclagem química é complementar à mecânica e pode ser utilizada em resíduos plásticos de menor qualidade que os utilizados pelo tratamento secundário (BERGSMA, 2019; GRÄTER, 2019; MANSUY, 2019).

A reciclagem química não é apenas uma tecnologia e sim um grupo de tecnologias que, por meio de alterações químicas nas moléculas dos resíduos plásticos, geram matérias-primas para diversos químicos. Essas tecnologias podem ser divididas em três grupos: purificação a base de solvente (solvólise); despolimerização química; despolimerização térmica (SIMON; MARTIN, 2019), esse último é composto, principalmente, pelas tecnologias de gaseificação e pirólise (BERGSMA, 2019; SIMON; MARTIN, 2019). Os dois primeiros grupos de tecnologias de tratamento terciário devem ser aplicados apenas em resíduos plásticos com uma só resina – apresentando, portanto, os mesmos desafios de separação que o tratamento secundário – sendo que solvólise tem como produto o polímero enquanto a despolimerização química resulta nos monômeros, dímeros ou oligômeros. Já a despolimerização térmica pode ser aplicada em misturas de resinas e resulta em monômeros ou misturas de hidrocarbonetos (BERGSMA, 2019; SIMON; MARTIN, 2019). A Figura 2.21 representa os principais processos da reciclagem química do plástico, com suas diferentes matérias-primas e produtos, incluindo também a reciclagem mecânica.

Figura 2.21 Matérias-primas e produtos dos principais processos de reciclagem secundária e terciária de resíduos plásticos



Fonte: BERGSMA (2019, p. 4) e SIMON; MARTIN (2019, p. 7)

A solvólise é baseada na diferença de solubilidade dos polímeros em diferentes solventes. Determinado plástico em um tipo de solvente pode solubilizar voltando ao estágio polimérico. O solvente é escolhido de forma que o plástico solubilize, mas não aditivos e pigmentos, possibilitando a purificação da resina por meio de filtração ou extração. Então é realizada a reprecipitação do polímero (SIMON; MARTIN, 2019), seguida da lavagem e secagem, durante o processo pode ser realizada a recuperação do solvente (POLYSTYVERT INC, 2017). No entanto a viabilidade econômica – considerando infraestrutura e custos com transporte – é um desafio para esse tratamento, além da dificuldade na triagem das resinas plásticas. O impacto ambiental também pode ser considerado um desafio e precisa ser avaliado, pois apesar da menor geração de CO₂ em relação aos outros processos de reciclagem, o processo gera efluentes com os o rejeito de solventes utilizados ou com o processo de recuperação para que eles sejam reutilizados (BERGSMA, 2019; POLYSTYVERT INC, 2017; SIMON; MARTIN, 2019). Em 2017 foi instalada na Holanda uma planta piloto com capacidade de 3.000 toneladas anuais de PS. A empresa canadense Polystyvert também trabalha com a solvólise de PS por meio de uma tecnologia capaz de remover impurezas da resina (POLYSTYVERT INC, 2017; SIMON; MARTIN, 2019).

A despolimerização química é o processo reverso da polimerização, ou seja, a reação reversa (RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017) e é utilizada principalmente

quando a polimerização é realizada pelo processo de policondensação (SIMON; MARTIN, 2019). A molécula removida durante a policondensação deve ser adicionada novamente na despolimerização, e será a molécula do solvente, que pode ser água, álcool ou amina, quando na presença de calor e catalisador. Após a despolimerização são gerados monômeros, dímeros ou oligômeros que devem sofrer purificação para remoção de aditivos, pigmentos e contaminantes e então o produto pode ser repolimerizado produzindo um novo plástico com características e qualidade equivalentes à do plástico de material virgem (SIMON; MARTIN, 2019). No entanto o plástico gerado pode ter preço superior ao do gerado de material virgem. Esse processo é muito utilizado para os materiais de PET (em geral têxteis ou de embalagens) que não podem ser submetidos à reciclagem mecânica, tais como os opacos. As três principais indústrias mais desenvolvidas nessa área são: Garbo, italiana; Ioniqa, holandesa e Loop, canadense (SIMON; MARTIN, 2019).

A despolimerização térmica é baseada, principalmente, nas tecnologias de pirólise e gaseificação. Como visto nos itens 2.3.3 e 2.3.4 esses tratamentos térmicos ocorrem em condições redutoras, tendo ausência parcial ou total de agente oxidante para a pirólise e com presença abaixo da estequiométrica para a gaseificação. E ambos têm por finalidade a produção de monômeros e/ou hidrocarbonetos. Se o resíduo plástico utilizado tiver apenas um tipo de resina e o processo for realizado de forma controlada é gerado o monômero que pode ser repolimerizado produzindo plástico novamente. No entanto para misturas de resinas o processo irá gerar uma mistura de monômeros e/ou hidrocarbonetos. Similarmente às frações de petróleo, esse processo é conhecido como *plastic-to-fuel*.

O processo de pirólise ocorre conforme apresentado na seção 2.3.3. Aqui serão levantadas apenas algumas diferenças quando aplicada para a fração plástica. Existem diversos tipos de pirólise, sendo os dois principais aplicados para resíduos plásticos o convencional e a hidropirólise integrada. O primeiro tipo ocorre em temperaturas entre 400 °C e 600 °C (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009; RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017; SIMON; MARTIN, 2019), enquanto o segundo ocorre entre 300 °C e 600 °C em presença de água (SIMON; MARTIN, 2019). O produto também é composto pelas 3 fases já abordadas. O bio-óleo pode ser utilizado como combustível ou produzir resinas plásticas recicladas (MANSUY, 2019).

A gaseificação também já foi apresentada na seção 2.3.4 e aqui serão abordados apenas pontos-chaves para o processo com a fração plástica. A gaseificação ocorre em temperaturas entre 1.200 °C e 1.500 °C (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009;

RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017; SIMON; MARTIN, 2019). Gerando uma mistura gasosa composta majoritariamente por gás de síntese (CO e H₂) e com frações menores de CO₂, CH₄ e outros hidrocarbonetos leves (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009). A tecnologia mais comum e conhecida de gaseificação de plásticos é o processo Texaco, ele consiste em duas etapas: liquefação e gaseificação. Na primeira os resíduos plásticos são craqueados em óleo e uma fração de gases condensáveis e não condensáveis, os gases não condensáveis são utilizados como combustível na etapa de liquefação e os outros produtos são encaminhados ao gaseificador, produzindo CO, H₂, CH₄, CO₂, NH₃, H₂S, NO_x e alcatrão. A corrente de produto é então submetida a purificação gerando gás de síntese, essa etapa é a com maior custo do processo (RAGAERT; DELVA; VAN GEEM, 2017; SIMON; MARTIN, 2019). Os dois processos térmicos apresentam os mesmos desafios: alta demanda energética, alto volume de entrada, pré-tratamento para redução de umidade, resultando em altos custos (SIMON; MARTIN, 2019).

2.4.2.3. Comparação entre as tecnologias

Ao longo da seção 2.4.2 foram apresentadas as principais tecnologias para reciclagem de resíduos plásticos, focando nos tratamentos secundários e terciários. A Tabela a 2.20 apresenta uma comparação desses processos, com base no que foi exposto.

Tabela 2.20 Tabela comparativa das alternativas tecnológicas para a reciclagem de resíduos plásticos

Reciclagem	Mecânica	Química
Matéria-prima	Resinas plásticas de alta e média qualidade	Resinas plásticas de média e baixa qualidade
Produto	Resinas plásticas recicladas	Moléculas simples (monômeros e/ou hidrocarbonetos) que podem ser utilizados para produção de plástico reciclado ou na produção de químicos e combustíveis
Limitações	Degradabilidade das resinas; qualidade do produto	Viabilidade econômica; escalabilidade

(continuação)

Reciclagem	Mecânica	Química
Demanda energética	Baixa	Alta
Triagem/Separação	Ponto crítico: exige apenas uma resina	Solvólise e despolimerização química: exigem apenas uma resina; despolimerização térmica: possibilidade de tratar várias resinas simultaneamente
Impacto ambiental	Redução no consumo de utilidades	Redução na emissão de CO ₂ (solvólise); possibilidade de gerar efluentes tóxicos; emissão de gases
Maturidade	Maduro	Emergente (horizonte de 5 anos)

Fonte: elaboração própria

A vantagem da reciclagem química perante a mecânica é a possibilidade de utilizar misturas de resinas em alguns processos e, principalmente, a geração de produtos finais além de resinas plásticas, possibilitando geração de produtos de maior valor agregado. No entanto, o processo de reciclagem química está atrelado a uma maior demanda energética e a um maior impacto ambiental, quando comparado a reciclagem mecânica. Isso dificultado a viabilidade econômica e a escalabilidade da reciclagem química.

De acordo com Mansuy (2019) o processo de reciclagem química ainda é emergente, com horizonte de 5 anos. A reciclagem de embalagens plásticas nos países da União Europeia varia de 26 % na Finlândia a 52 % na Tchêquia, dos 30 países da União Europeia a reciclagem química aparece apenas para a Alemanha e Itália com menos de 1 % nos dois países, sendo que para a Alemanha a taxa total de reciclagem de embalagens plásticas é de aproximadamente 50 % e para a Itália é de cerca de 45 % (PLASTICS EUROPE, 2019). Para Gräter (2019) os próximos passos para o tratamento terciário ainda são avaliação final das tecnologias, aumento de escala e conhecimento e aceitabilidade do mercado.

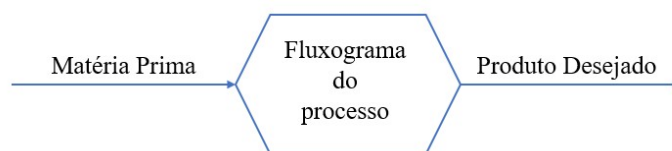
Como a reciclagem química ainda é um processo recente e em desenvolvimento enquanto a mecânica já é madura e de grande aplicação mundial, o presente trabalho vai considerar a reciclagem mecânica para o plástico como uma alternativa à geração de energia a partir da fração plástica do RSU.

2.5. SÍNTESE DE PROCESSOS

A engenharia de processos tem como fim sistematizar o projeto de processos. Essa área indica as metodologias responsáveis por planejar, projetar, operar e controlar processos (TAKAMATSU, 1983). O projeto é o plano para a construção de uma planta em escala industrial, tendo como objetivo definir a rota tecnológica, o fluxograma do processo e as dimensões dos equipamentos (PERLINGEIRO, 2005). Para isso é necessário gerar conjuntos de estruturas viáveis e prever e avaliar seu desempenho. Essas duas etapas são, respectivamente, a síntese e a análise de processos (ZAKON; PESSOA, 2000).

A síntese de processos é a etapa criativa. Segundo Douglas (1988) é a etapa responsável pela geração de ideias e tradução dessas ideias em equipamentos e processos para obtenção do produto desejado. A síntese de processos consiste, então, em gerar fluxogramas possíveis para chegar em determinados produtos a partir de uma matéria-prima, conforme representado na Figura 2.22. Posteriormente, na etapa de análise, é realizado o dimensionamento dos equipamentos e é determinado o fluxograma de maior lucro ou menor custo (PERLINGEIRO, 2005), levando-se em consideração aspectos como o impacto ambiental, controlabilidade e a segurança (TURTON *et al.*, 2012).

Figura 2.22 Síntese de processos



Fonte: adaptado de SEIDER *et al.* (2009, p.83)

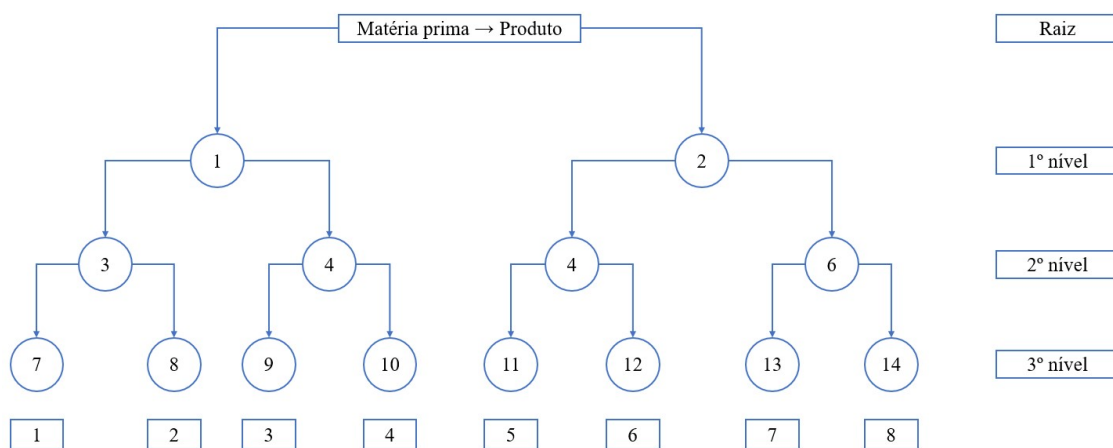
Para Seider *et al.* (2009), a etapa de síntese consiste em selecionar as operações que eliminam uma ou mais diferenças de propriedades entre as matérias-primas e os produtos. Para isso, Perlingeiro (2005) decompõe a síntese de processos em quatro subsistemas principais:

- a) subsistema de reação;
- b) subsistema de separação;
- c) subsistema de integração material e energética;
- d) subsistema de controle.

A resolução sistemática desses subsistemas pode ser representada por árvores de estado ou superestruturas.

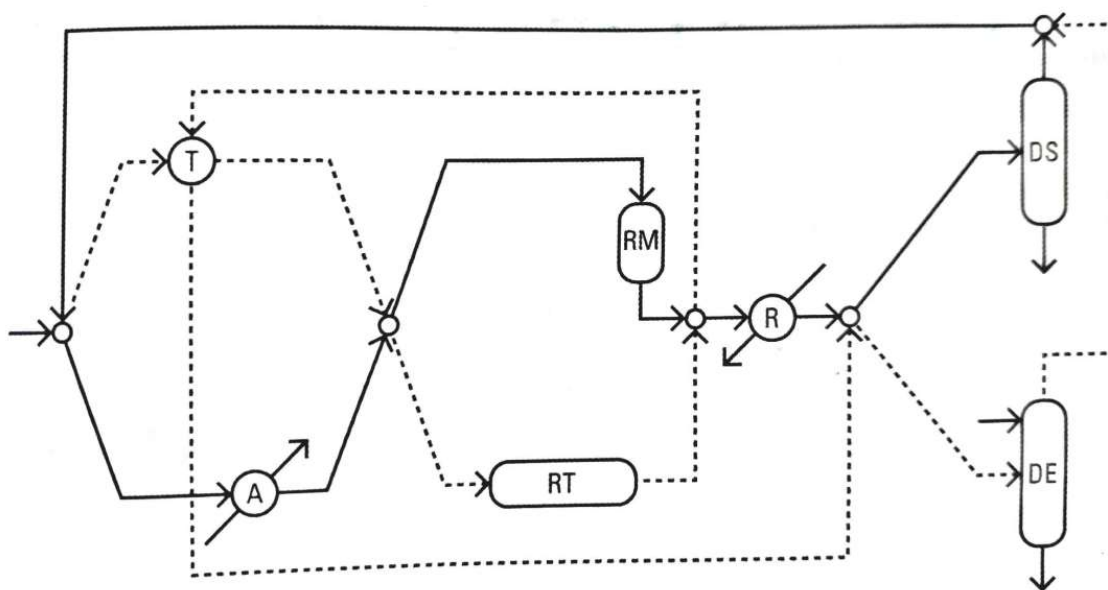
Na representação por árvore de estados, parte-se da raiz, que consiste no processo em aberto, ou seja, matérias-primas e produtos desejados. Cada nível abaixo da raiz representa um dos subsistemas analisados, e cada ramo representa um fluxograma possível, conforme pode-se visualizar na Figura 2.23. Com três níveis, ou seja, três subsistemas, sendo cada um com duas possibilidades, é possível gerar oito fluxogramas. Enquanto na superestrutura, todas as estruturas viáveis são representadas, dando valor de presença ou ausência a cada corrente, como apresentado na Figura 2.24, em que as setas contínuas representam um fluxograma específico e o conjunto delas com as pontilhadas, todos os fluxogramas possíveis (PERLINGEIRO, 2005). Devido à natureza combinatória do problema, ou seja, como em cada subsistema pode haver mais de uma possibilidade de operação ou equipamento, surge um dos principais problemas da síntese de processos: a extensa quantidade de possibilidades de estruturas, que dependendo da complexidade do sistema, pode chegar de 10^4 a 10^9 estruturas (DOUGLAS, 1988), Perlingeiro (2005) denomina tal problema de “explosão combinatória”.

Figura 2.23 Representação da resolução sistemática da síntese de processos por árvore de estados



Fonte: elaboração própria

Figura 2.24 Exemplo de representação da resolução sistemática da síntese de processos por superestrutura



Fonte: PERLINGEIRO (2005, p. 125)

Por essa razão, são necessárias abordagens sistemáticas para eliminar ramos menos promissores, simplificando a solução (SEIDER *et al.*, 2009). Isso pode ser realizado por meio de métodos heurísticos e evolutivos, apresentados nos tópicos a seguir.

2.5.1. Método Heurístico

O problema de explosão combinatória pode ser contornado criando analogias do novo processo com outros descritos na literatura. No entanto, é útil ter regras sistematizadas de como realizar a síntese simplificando estruturas (DOUGLAS, 1988). O método heurístico consiste em aplicar regras práticas, que não são deduzidas matematicamente, mas sim comprovadas pelo uso (PERLINGEIRO, 2005).

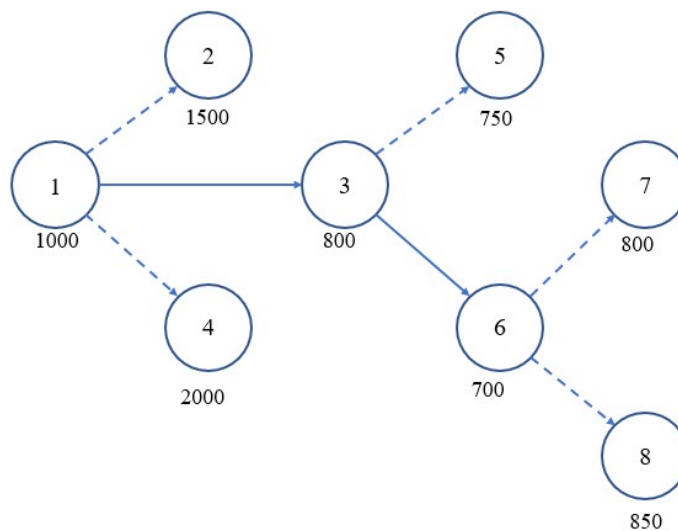
Ao aplicar o método heurístico, parte-se da raiz e utiliza-se a regra heurística apropriada em cada estado subsequente. Esse método resulta em um fluxograma que não necessariamente é o ótimo, mas é próximo dele. Apesar de não resultar no ótimo, é um método utilizado devido à sua rapidez (PERLINGEIRO, 2005), pois ele usualmente requer pouca análise e balanços simples, sem iterações (SEIDER *et al.*, 2009). Como será visto no tópico a seguir, o método evolutivo deve partir de um fluxograma base, que usualmente é o gerado pelo método heurístico.

2.5.2. Método Evolutivo

O método evolutivo, diferente do heurístico, parte de um fluxograma base, que pode ser um sistema já gerado ou o fluxograma resultante do método heurístico. Ele consiste em aprimorar a solução base por meio de regras evolutivas (PERLINGEIRO, 2005).

Perlingeiro (2005) define fluxogramas vizinhos como aqueles que diferem entre si em apenas um elemento. Seguindo o método evolutivo, gera-se fluxogramas vizinhos da solução base, ou seja, diferindo em apenas um elemento, e toma-se como novo fluxograma base aquele com o menor custo. Repete-se essa estratégia até que não haja vizinhos de custo inferior ao do fluxograma base. Conforme representado na Figura 2.25, os fluxogramas 2, 3 e 4 são vizinhos do fluxograma base 1. Como 3 apresenta menor custo entre os quatro fluxogramas, ele será a nova base. Gerando seus vizinhos, tem-se os fluxogramas 5 e 6. Com o custo menor, o fluxograma 6 é nova base e seus vizinhos 7 e 8 são gerados, mas ambos possuem custo superior ao de 6. Portanto, o fluxograma 6 é a solução.

Figura 2.25 Representação esquemática do método evolutivo



Fonte: adaptado de PERLINGEIRO (2005, p. 127)

3 SÍNTESE DE FLUXOGRAMAS ALTERNATIVOS PARA O CASO RSU – ENERGIA

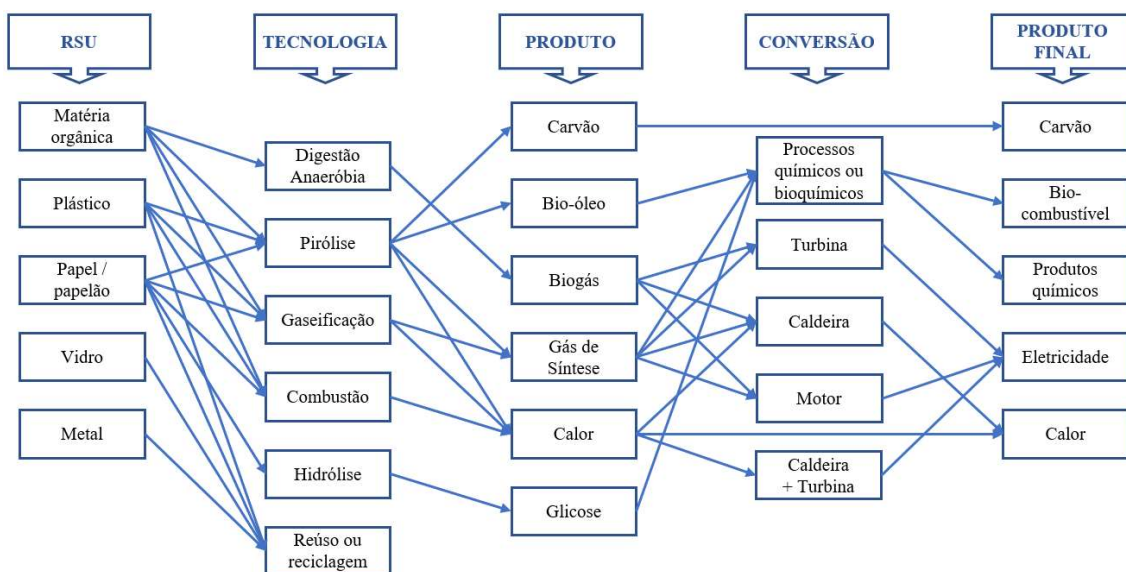
No Capítulo 2, foram apresentadas as características do RSU, quais os possíveis produtos que o reaproveitamento desses resíduos pode gerar e cinco tecnologias para obtenção desses produtos, focando na geração de bioenergia. Foi realizada a hierarquização das tecnologias no caso de aplicação para o estado do Rio de Janeiro, e identificadas tecnologias para aproveitamento da fração plástica do RSU para geração de produtos com maior valor agregado por meio da reciclagem.

Os objetivos do presente capítulo são:

- i. a síntese dos fluxogramas possíveis para transformar RSU em bioenergia por meio da aplicação da teoria de síntese de processos e a construção da superestrutura correspondente, e
- ii. o estabelecimento de regras heurísticas a fim de identificar o fluxograma mais promissor, como apresentado no subcapítulo 2.5.

As informações do Capítulo 2 (dos subcapítulos 2.1 a 2.3) foram consolidadas no diagrama de blocos ilustrado na Figura 3.1, que indica o tipo de resíduo que pode passar por qual tecnologia e quais os produtos gerados. Os métodos de conversão por meio de turbina e motor aparentam redundância uma vez que ambos os métodos partem de biogás e gás de síntese, produzindo eletricidade. No entanto, eles se diferenciam nos custos de implantação e operação.

Figura 3.1 Diagrama consolidado do RSU, tecnologias e métodos de conversão para obtenção do produto final comercializável



Fonte: elaboração própria

A partir desse primeiro esboço, é possível representar o problema por meio da construção da árvore de estados e de uma superestrutura. Como visto anteriormente, o problema pode ser dividido em subsistemas para facilitar a compreensão. Na representação por árvore de estados, partem-se ramos da raiz, que representa o processo em aberto. No caso estudado, é o RSU como matéria-prima chegando no produto bioenergia. Cada ramo representa diferentes configurações para alcançar o produto final, isto é, bioenergia, e chega a um nível, que é um dos subsistemas, utilizado para representar uma etapa do processo.

Com o estudo das tecnologias apresentado no Capítulo 2, é possível dividir o problema de geração de bioenergia a partir de RSU em sete subsistemas: separação na fonte (1), triagem mecânica (2), tecnologia (3), redução granulométrica (4), secagem (5), pré-tratamento químico (6) e conversão (7). Cada um desses subsistemas é descrito a seguir:

- (1) Separação na fonte: A separação na fonte é de grande importância para os processos por facilitar a etapa de triagem mecânica. No entanto, este prescinde da prévia disponibilização de estrutura viável para a população realizá-la. Por isso é avaliada a possibilidade com separação na fonte (SF) e sem separação na fonte (SSF);

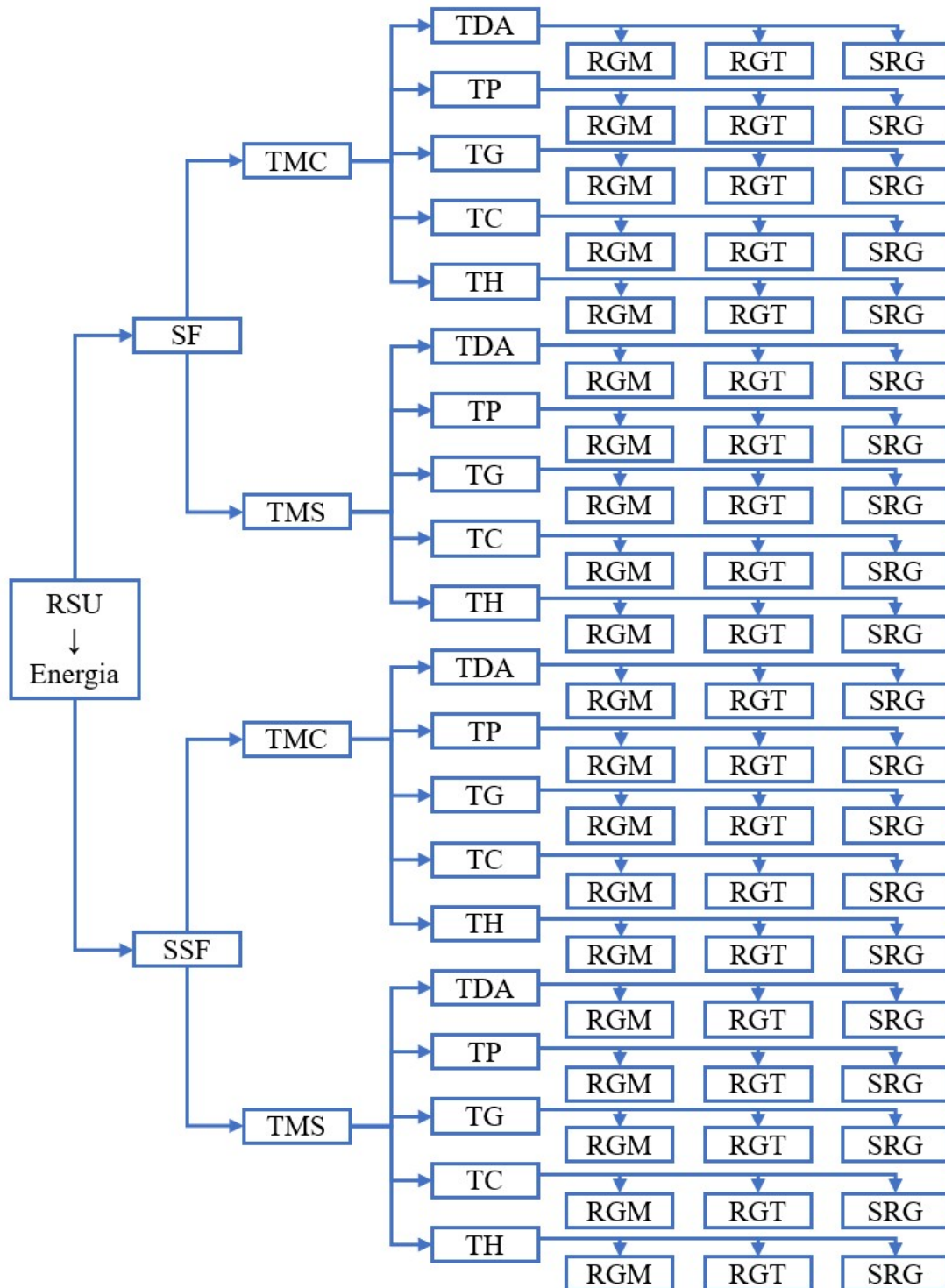
- (2) Triagem mecânica: O pré-tratamento por triagem mecânica separa os resíduos que podem ser tratados pelo processo adotado. Essa triagem pode ser complexa (TMC) com triturador para abertura de sacos e com peneira, separação por ar e magnética para segregação de diferentes materiais; ou simples (TMS) para uma separação adicional, sem o triturador, nesse caso quando o RSU já vem separado na fonte;
- (3) Tecnologia: Nesse subsistema há a aplicação de uma das cinco tecnologias apresentadas no Capítulo 2, sendo elas: digestão anaeróbia (TDA), pirólise (TP), gaseificação (TG), combustão (TC) e por fim, hidrólise (TH);
- (4) Redução granulométrica: Para a maioria dos processos analisados é importante um pré-tratamento com homogeneização e redução de tamanho para facilitar o processamento do resíduo. Dessa forma, são avaliadas duas possibilidades de redução granulométrica, por moagem (RGM) ou utilizando triturador (RGT). É importante observar que nos casos em que são realizados a moagem é necessário passar previamente por um triturador, uma vez que o tamanho máximo aceito para alimentação em sistemas de moagem é de cerca de 20 mm (CARVALHO, 2012). Além disso, também é analisada a possibilidade de não realizar a redução, ou seja, processo sem redução granulométrica (SRG);
- (5) Secagem: Para o caso da pirólise é necessário realizar a secagem do material no pré-tratamento. Já para a digestão anaeróbia, esse processo não é necessário uma vez que ela é realizada por via úmida. Dessa forma, nesse nível, será analisado o caso com secagem (CS) e sem secagem (SS);
- (6) Pré-tratamento químico: Além dos pré-tratamentos físicos mencionados nos subsistemas anteriores, pode haver a necessidade de um pré-tratamento químico, como é o caso da hidrólise enzimática que precisa de pré-tratamento ácido ou básico. No quinto nível é analisada a necessidade de pré-tratamento químico (PTQ) ou se o processo é viável sem pré-tratamento químico (SPTQ).
- (7) Conversão: O último subnível apresenta a conversão utilizada para transformar o produto obtido no processo no produto comercializável, ou seja, o produto desejado, bioenergia. Essa conversão pode ser por meio de processos químicos ou bioquímicos (CPQ), turbina (CT), caldeira (CC), motor (CM) ou caldeira e turbina (CCT).

Conforme explicado na seção 2.5, um dos principais problemas da síntese de processos, a chamada “explosão combinatória”, ocorre devido à natureza combinatória dos problemas. No caso estudado, ao dividir o problema em sete subníveis, cada um deles com pelo menos duas possibilidades, sendo a redução granulométrica com três, a tecnologia e conversão com cinco cada, obtém-se, por análise combinatória, 1.200 soluções, no entanto nem todas viáveis. Devido a essa “explosão combinatória”, a árvore de estados foi construída em duas etapas. A primeira engloba até o quarto nível, ou seja, redução granulométrica, que pode ser vista na Figura 3.2. A segunda etapa contém os três últimos níveis e é apresentada na Figura 3.3.

Além da árvore de estado, as soluções viáveis também podem ser representadas pela superestrutura, como visto na seção 2.5. Essa forma de representação reflete o fluxo material, não a hierarquização no sistema, diferindo-se da árvore de estados. As setas pontilhadas indicam os possíveis fluxogramas, quando a ela é atribuído o valor de presença, o que deve ser realizado após cada conector, representado por um círculo pequeno, conforme apresentado na Figura 3.4.

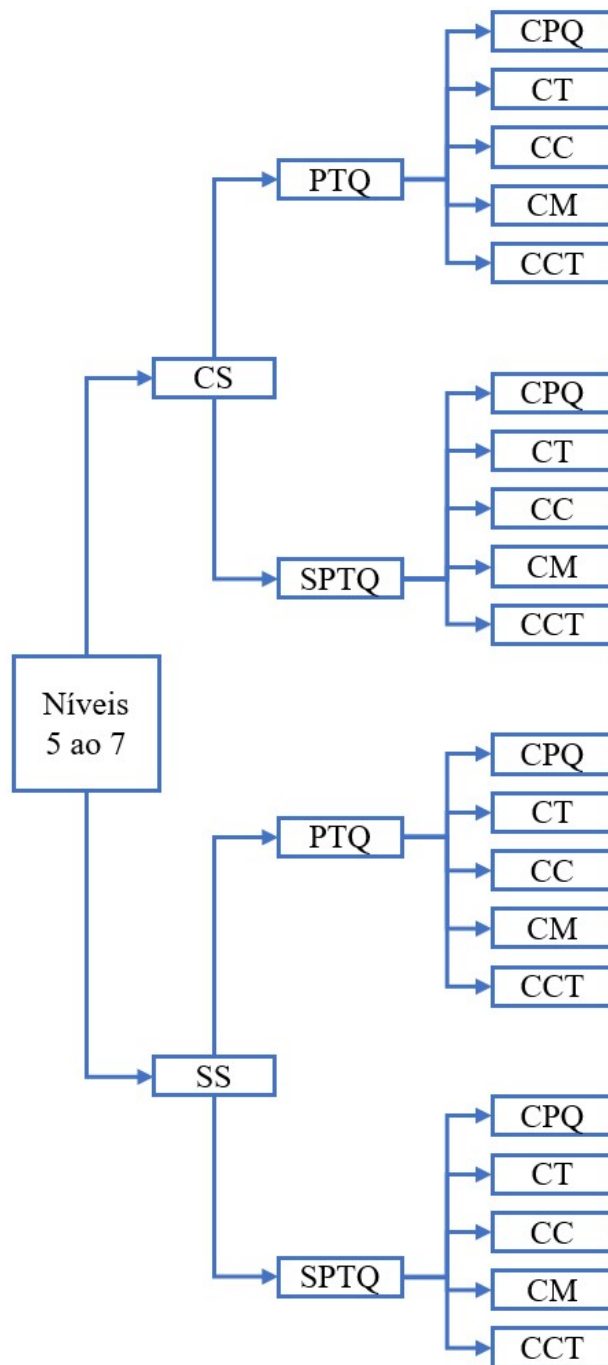
Devido às 1.200 possíveis soluções, é inviável analisar cada uma delas separadamente, por isso a importância de uma abordagem sistemática para eliminação de ramos menos promissores.

Figura 3.2 Representação da primeira etapa da árvore de estados para a geração de bioenergia a partir de RSU



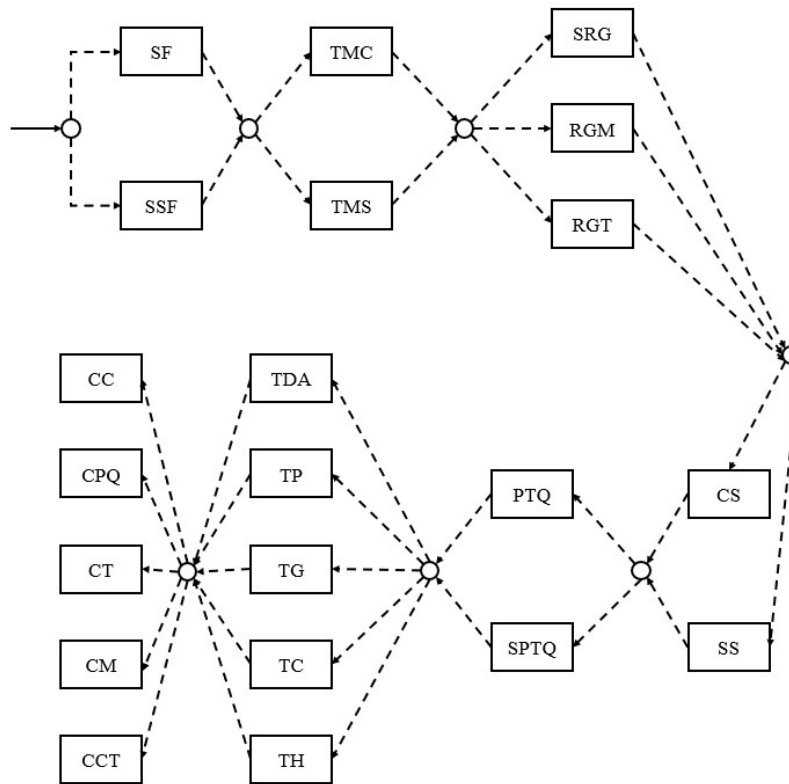
Fonte: elaboração própria.

Figura 3.3 Representação da segunda etapa da árvore de estados para o processo de geração de bioenergia a partir de RSU



Fonte: elaboração própria

Figura 3.4 Representação da superestrutura para o processo de geração de bioenergia a partir de RSU



Fonte: elaboração própria

3.1. REGRAS HEURÍSTICAS

Os fluxogramas gerados anteriormente e representados pela árvore de estados (Figuras 3.2 e 3.3) e pela superestrutura (Figuras 3.4) serão analisados pelo método heurístico, a fim de identificar o mais promissor para o estado do Rio de Janeiro. Foram elaboradas regras heurísticas para cada um dos sete subsistemas, estabelecendo uma possível árvore de decisões.

O primeiro subsistema pelo qual o processo foi dividido é o de separação na fonte, que pode ser realizada (SF) ou não (SSF). Ter a separação na fonte auxilia o processo de triagem mecânica, uma vez que quando o resíduo chega no processo separado, não há necessidade de uma triagem com trituradores para abrir sacos plásticos e a separação é mais fina, buscando apenas alguns materiais que podem ter passado erroneamente. No entanto, para o caso do RSU, para que a separação na fonte seja considerada, é preciso que o governo dê condições viáveis para a população realizar a separação, tal como a coleta seletiva. Com isso e baseando-se no estudo apresentado no Capítulo 2, em que são

analisadas plantas com capacidade na faixa entre 100.000 e 400.000 toneladas de RSU por ano, são estabelecidas duas regras heurísticas:

Regra 1.1 – Se a coleta seletiva recolhe apenas material para reciclagem, não utilizar separação na fonte (SSF);

Regra 1.2 – Se a coleta seletiva recolher resíduos que não podem ser reciclados em um total acima de 100.000 toneladas de RSU separado na fonte por ano, é utilizada separação na fonte (SF).

O segundo subsistema é o de triagem mecânica. Como mencionado na Tabela 2.11, ela é facultativa apenas para a tecnologia de combustão. No entanto, mesmo para essa tecnologia, a triagem auxilia o processo, uma vez que remove materiais com baixo poder calorífico, como metal e vidro. Com isso, é recomendável a triagem mecânica em todos os processos, sendo que nesse nível é analisado se a triagem será complexa (TMC), ou simples (TMS), o que depende da realização ou não separação na fonte. Desse modo, é estabelecida a regra heurística:

Regra 2.1 – Se o resíduo utilizado teve separação na fonte, é realizado TMS, caso contrário utiliza-se TMC.

O terceiro subsistema consiste na aplicação de uma das cinco tecnologias apresentadas no Capítulo 2, sendo esta a principal etapa do processo. Com base na literatura apresentada e no estudo de potencial de geração energético de cada tecnologia, é possível estabelecer as seguintes regras heurísticas:

Regra 3.1 – Se o interesse for em produção de biogás, aplicar a tecnologia de digestão anaeróbia;

Regra 3.2 – Se o interesse for em produção de bio-óleo ou carvão, aplicar a tecnologia de pirólise;

Regra 3.3 – Se o interesse for em produção de gás de síntese, aplicar a tecnologia de gaseificação;

Regra 3.4 – Se o interesse for em produção de bioetanol, aplicar a tecnologia de hidrólise;

Regra 3.5 – Se o interesse for em produção de energia térmica ou elétrica, aplicar a tecnologia de combustão.

As regras foram estabelecidas, seguindo a identificação das tecnologias feita na seção 2.3, e consolidadas da Figura 3.1. Como a digestão anaeróbia é a tecnologia que

produz biogás (seção 2.3.2), se o interesse for a obtenção desse gás, a tecnologia aplicada deve ser a de digestão anaeróbia, como estabelecido na regra 3.1. A regra 3.2 é embasada na tecnologia de pirólise (seção 2.3.3), única que gera bio-óleo e carvão como principais produtos. Como identificado na seção 2.3.4 o principal produto da gaseificação é o gás de síntese, dessa forma a regra 3.3 estabelece o uso dessa tecnologia se o interesse for a produção desse gás. Já regra 3.4 é justificada pelo apresentado seção 2.3.6, em que o bioetanol é identificado como o produto da tecnologia de hidrólise a partir de RSU. A regra 3.5 é embasada na identificação da tecnologia de combustão, na seção 2.3.5 e na hierarquização das tecnologias pela eficiência energética, apresentada na seção 2.3.7. A Tabela 2.15 identifica a tecnologia de combustão como a de maior potencial de geração energética por tonelada de RSU. A Tabela 2.16 apresenta os potenciais de geração energética no estado do Rio de Janeiro, identificando também a tecnologia de combustão como a de maior potencial.

O próximo nível é o de redução granulométrica, que pode ser realizada por meio de moagem, de trituração ou não ser realizada, que como visto na Tabela 2.11 é o caso apenas da combustão. São estabelecidas as seguintes regras heurísticas para esse subsistema:

Regra 4.1 – Se o processo utilizar tecnologia de combustão, não realizar redução granulométrica (SRG);

Regra 4.2 – Se o processo utilizar as tecnologias de pirólise e hidrólise, realizar redução granulométrica por moagem (RGM);

Regra 4.3 – Se o processo utilizar a tecnologia gaseificação com gaseificador de leito de arraste, deve-se utilizar a redução granulométrica por moagem (RGM);

Regra 4.4 – Se o processo utilizar a tecnologia de digestão anaeróbia ou de gaseificação com gaseificador que não seja de leito de arraste, deve-se realizar a redução granulométrica com triturador (RGT).

Como apresentado na seção 2.3.5 a combustão não exige pré-tratamento, ou seja, a redução granulométrica não é necessária, como estabelecido na regra 4.1. Segundo o identificado nas seções 2.3.3 e 2.3.6 como pré-tratamento da pirólise e da hidrólise, deve-se realizar a moagem, o que foi consolidado na regra 4.2. A seção 2.3.4 identifica que o processo de gaseificação com gaseificador de leito de arraste é o que apresenta maior restrição de tamanho para a entrada de matéria-prima, sendo o único processo de gaseificação que exige uma redução granulométrica por moagem, o que é estabelecido na

regra 4.3. Os outros processos de gaseificação, então, exigem uma menor redução de tamanho da matéria-prima, podendo ser realizado por triturador, assim como na digestão anaeróbia (seção 2.3.2), o que foi consolidado na regra 4.4.

O próximo subsistema é o de secagem. Nele há duas possibilidades: realizar o processo de secagem (CS) ou não realizar a secagem (SS). Nesse subsistema, a tecnologia pode não precisar de secagem do RSU, como a digestão anaeróbia, ou ter o processo de secagem como primeira etapa da tecnologia, como é o caso da gaseificação e da combustão, em que o primeiro estágio da reação é a secagem. Nesses casos não será utilizado outro sistema para secar a matéria-prima, de forma que será considerado configuração SS. Assim, as regras heurísticas estabelecidas são:

Regra 5.1 – Se o processo utilizar as tecnologias de digestão anaeróbia, gaseificação ou combustão, não realizar pré-tratamento de secagem (SS);

Regra 5.2 – Se o resíduo a ser utilizado não estiver úmido – não contém matéria orgânica – e o processo utilizar a tecnologia de pirólise, não realizar pré-tratamento de secagem (SS). Caso a tecnologia seja hidrólise, realizar secagem (CS);

Regra 5.3 – Se o resíduo a ser utilizado estiver úmido e o processo utilizar as tecnologias de pirólise ou hidrólise, realizar secagem no pré-tratamento (CS).

O sexto subsistema é o de pré-tratamento químico. Além dos pré-tratamentos mecânicos supracitados, há a possibilidade de realizar pré-tratamento químico ácido ou básico, o que é necessário apenas no processo de hidrólise enzimática. A regra heurística estabelecida é:

Regra 6.1 – Se o processo utilizar a tecnologia de hidrólise enzimática realizar pré-tratamento químico (PTQ). Caso utilize outra tecnologia não há necessidade desse pré-tratamento (SPTQ).

Por fim, o último subnível é o de conversão para o produto comercializável. Nesse nível também há cinco possibilidades, e as quatro regras estabelecidas são:

Regra 7.1 – Se o interesse for em biocombustíveis ou outros produtos químicos, aplicar conversão por processos químicos ou bioquímicos (CPQ);

Regra 7.2 – Se o interesse for em energia térmica, aplicar conversão por meio de caldeira (CC);

Regra 7.3 – Se o interesse for em eletricidade e foi gerado biogás ou gás de síntese, aplicar conversão por turbina (CT) ou motor (CM);

Regra 7.4 – Se o interesse for em eletricidade e foi utilizada a tecnologia de combustão, aplicar a conversão por caldeira e turbina (CCT).

3.2. FLUXOGRAMA PROMISSOR – RIO DE JANEIRO

Nessa seção as regras heurísticas estabelecidas em 3.1 serão aplicadas para o cenário do estado do Rio de Janeiro.

O primeiro subsistema trata da separação na fonte, no entanto, no Brasil o governo não fornece a estrutura para essa separação. Assim a configuração mais promissora para o Rio de Janeiro é sem separação na fonte. Considerando a cidade do Rio de Janeiro, que faz parte dos 22% dos municípios brasileiros com coleta seletiva, na regra 1.1 também aponta para a configuração SSF, uma vez que segundo a Prefeitura do Rio de Janeiro (2018) o indicado é a separação apenas de materiais recicláveis e a Comlurb não recolhe, na coleta seletiva, a matéria orgânica, que representa mais de 50% dos RSU possíveis de serem utilizados no processo para aproveitamento energético. Além disso, se a hierarquia de gerenciamento não for considerada e os materiais recicláveis fossem para o tratamento para geração de energia, a regra 1.2 também indicaria a utilização do processo SSF, uma vez que são recolhidos apenas cerca de 20.000 toneladas de RSU separado na fonte por ano (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2018) e 83.996 toneladas anuais no estado (SNIS, 2019). Esse resultado aplicado à regra 2.1 estabelece que para o segundo subsistema a melhor configuração é utilizar a triagem mecânica complexa.

Para o terceiro subsistema, de tecnologia, tendo como base o objetivo do presente trabalho de geração de bioenergia a partir de RSU no estado do Rio de Janeiro, a configuração mais promissora pode ser determinada como a combustão (TC), regra 3.5. Devido ao interesse de produção energética e a maior eficiência apresentada por essa tecnologia, como apresentado nas Tabelas 2.15 e 2.16.

Os quarto, quinto e sexto subsistemas dependem da tecnologia estabelecida no terceiro nível. Como foi estabelecido que a configuração mais promissora é com a tecnologia de combustão, seguindo as regras 4.1, 5.1 e 6.1 estabelece-se que o fluxograma mais promissor é sem redução granulométrica, sem secagem e sem pré-tratamento químico, respectivamente.

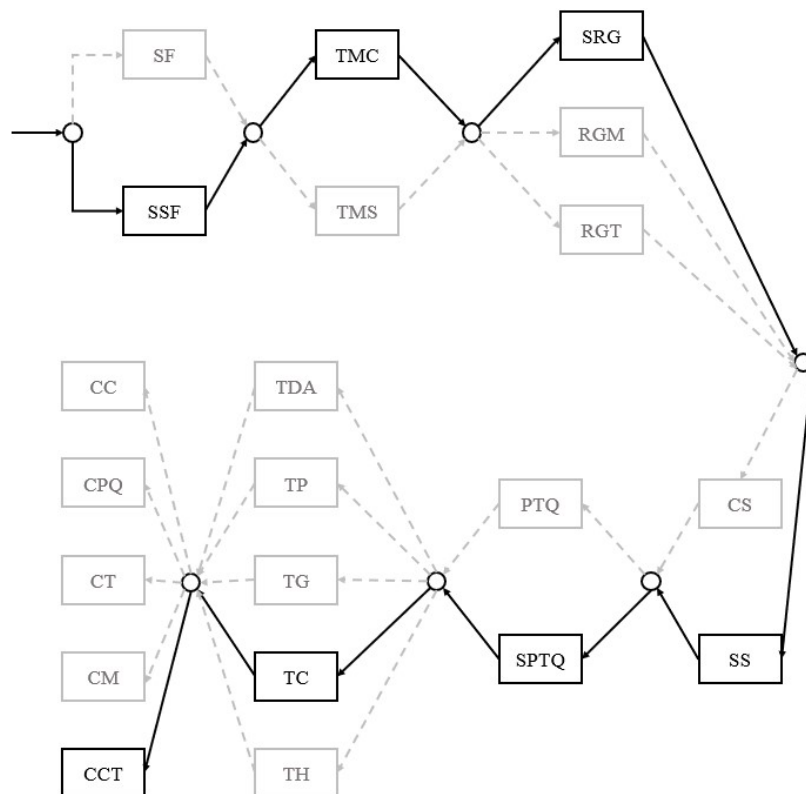
Para o sétimo subsistema, a partir da regra 7.4, estabelece-se que o processo de conversão mais promissor é por meio de caldeira e turbina (CCT). Pois o interesse é na produção energética e o processo definido no nível 3 foi a tecnologia de combustão.

Conforme exposto, ao aplicar o método heurístico no problema de geração de energia a partir de RSU para o caso do estado do Rio de Janeiro, encontra-se um fluxograma promissor para o processo, que consiste em:

- (1) Separação na fonte: sem separação na fonte (SSF);
- (2) Triagem mecânica: triagem mecânica complexa (TMC);
- (3) Redução granulométrica: sem redução granulométrica (SRG);
- (4) Secagem: sem secagem (SS);
- (5) Pré-tratamento químico: sem pré-tratamento químico (SPTQ);
- (6) Tecnologia: tecnologia de combustão (TC);
- (7) Conversão: conversão por meio de caldeira e turbina (CCT).

O fluxograma encontrado – SSF, TMC, SRG, SS, SPTQ, TC, CCT – não necessariamente é o ótimo, pois ele foi desenvolvido utilizando o método heurístico, em que as decisões são tomadas uma após a outra. Espera-se, no entanto, que seja um fluxograma próximo do ótimo (PERLINGEIRO, 2005). É possível identificar o fluxograma na superestrutura apresentada na Figura 3.4 representado por meio de setas contínuas, conforme apresentado na Figura 3.5.

Figura 3.5 Fluxograma mais promissor pelo método heurístico representado na superestrutura



Fonte: elaboração própria
Nota: Representado pelas setas contínuas

4 FLUXOGRAMA PROMISSOR: EVTE E ANÁLISE DE CENÁRIOS

Após a identificação do fluxograma promissor pelo método heurístico no Capítulo 3, foram levantados dados econômicos para a realização do estudo preliminar de viabilidade econômica para análise de dois cenários:

- (1) fração plástica encaminhada juntamente com as demais frações do RSU para a geração de energia através do fluxograma mais promissor;
- (2) fração plástica encaminhada para reciclagem e demais frações tratáveis do RSU para a geração de energia através do fluxograma promissor.

A partir da análise dos dois cenários, será realizada a comparação entre eles a fim de identificar qual a melhor destinação para a fração de plásticos do RSU – ser incinerada para geração de energia ou aproveitar seu valor agregado e enviar para a recuperação material – considerando os aspectos técnicos e econômicos da alternativa.

O fluxograma promissor utilizado é o identificado na Figura 3.5. Como visto na seção 2.3.5 a triagem nessas plantas é realizada pelos guindastes, retirando os materiais grandes, e por separadores eletromagnéticos para retirada dos metais. No entanto, o método heurístico estabeleceu que para o cenário analisado o mais promissor era não considerar separação na fonte (SSF) – pois no estado do Rio de Janeiro a coleta seletiva não é capaz de gerar resíduos em quantidade e qualidade para recuperação energética – e por isso a necessidade da triagem mecânica complexa (TMC). Conforme definido no Capítulo 3 a TMC deve conter triturador para abertura de sacos, peneira, separação por ar e magnética para segregação de diferentes materiais. Os custos da triagem mecânica complexa são significativos e poderiam ser reduzidos se realizada TMS que prescinde da separação na fonte (NEUWAHL *et al.*, 2019). Por isso a importância de políticas públicas para disponibilizar a estrutura necessária para a separação na fonte, além de conscientizar a população da sua importância.

O documento intitulado *Best Available Techniques (BAT): Reference Document for Waste Incineration* (NEUWAHL *et al.*, 2019) fornece dados econômicos – investimento total (IT) e custos operacionais – de uma planta localizada na Alemanha que utiliza a tecnologia de combustão para o tratamento do RSU. A planta possui capacidade instalada de 250.000 toneladas de RSU por ano. O IT na planta alemã foi de 140 milhões de euros em 1999 e o custo operacional anual é de 29 milhões de euros (NEUWAHL *et al.*, 2019). O mesmo documento elucida que os aspectos econômicos dependem não

apenas da tecnologia utilizada, mas também da gestão e gerenciamento dos resíduos no país analisado. Esses dados econômicos serão usados nas seções 4.3 e 4.4 e diferenças na gestão dos resíduos entre o estado do Rio de Janeiro e Alemanha serão analisadas. A primeira diferença destacada é a falta de separação na fonte, o que acarreta a necessidade da TMC.

Para considerar o subsistema de TMC no projeto serão considerados dados econômicos da etapa de triagem apresentados por Rama (2010), pois os dados da planta alemã não consideram essa etapa. Ele apresenta uma unidade de triagem com capacidade de 46.000 toneladas por ano e investimento fixo (IF) de 3,5 milhões de euros. A etapa de triagem considerada por Rama apresenta trituração – é realizada uma trituração grosseira afim de homogeneizar os resíduos e funciona também para a abertura de sacos – separação magnética, separação de metais não ferrosos por corrente de Eddy, peneiração rotativa – separa materiais inertes e outros abrasivos – e separação por ar. A separação é feita de forma que siga para o processo de recuperação energética as seguintes frações do RSU: resíduos orgânicos, plásticos, papel e papelão e outras como madeira e resíduos têxteis (RAMA, 2010).

Para o segundo cenário é necessário considerar também o investimento e custos com a reciclagem mecânica da fração plástica do RSU. Como referência dessa etapa será utilizado o documento intitulado *Final Report: A financial assessment of recycling mixed plastics in the UK* (WRAP, 2009). O relatório foi resultado de uma pesquisa, realizada no Reino Unido, acerca da viabilidade técnica e econômica de uma unidade de recuperação de resíduos plásticos pela reciclagem mecânica (WRAP, 2009). A unidade apresenta triagem semi-automática das resinas plásticas (com uma etapa de separação etapa manual, e outra por infravermelho); seção de moagem e lavagem de todos os materiais plásticos; seção de extrusão a vácuo para os plásticos rígidos; e seção de aglomeração e extrusão para os plásticos filme. A capacidade instalada analisada é de 80.000 t/ano, o IF é de 29,5 milhões de libras e o custo operacional anual é de 8,7 milhões de libras (WRAP, 2009).

No segundo cenário, além de considerar a etapa de reciclagem mecânica dos plásticos, deve-se também considerar um aumento no investimento e no custo com a TMC. Isso ocorre pois os dados de Rama (2010), utilizados como referências para TMC, não consideram a segregação da fração plástica. Não foi encontrado na literatura revisada dados econômicos da etapa de segregação do plástico das demais frações do RSU. Dessa forma, será considerada uma premissa para estimativa dos investimentos e custos anuais a partir dos dados de Rama (2010), que considera a segregação apenas de metal e vidro,

e será realizada a análise de sensibilidade desses parâmetros na seção 4.6. Como no estado do Rio de Janeiro relação entre a fração plástica e as frações de vidro e metal é de 4:1, será utilizada a premissa de que o IT e os custos anuais com TMC seguirá essa proporção, ou seja, como a quantidade segregada na TMC do segundo cenário será cinco vezes maior que a quantidade segregada no primeiro cenário, os investimentos e custos no segundo cenário também serão considerados cinco vezes maiores que no primeiro cenário. Então, no segundo cenário serão considerados como IT o IT estimado para TMC no primeiro cenário multiplicado por cinco e como custos anuais do segundo cenário serão considerados os custos anuais estimados para o primeiro cenário também multiplicados por cinco.

Para o presente trabalho, serão consideradas quatro plantas com capacidades instaladas de 600.000, 500.000, 400.000 toneladas de RSU por ano, para atender a necessidade de tratamento do RSU. A geração de RSU foi projetada ao longo do horizonte de planejamento e é apresentada na seção 4.1, a partir dessa projeção foram determinadas as capacidades instaladas supracitadas. Sendo duas, das quatro plantas, com a última capacidade apresentada variando a taxa de ocupação ao longo do horizonte de planejamento, conforme descrito na seção 4.1. O horizonte de planejamento típico para tratamento de RSU é de 20 a 30 anos (CPHEEO, 2016) e, no presente trabalho, será considerado de 25 anos, sendo os 3 anos iniciais de construção da planta. O tempo de construção foi considerado de 3 anos por esse ter sido o tempo de construção da planta Palm Beach Renewable Energy Facility 2, planta mais recente em operação nos EUA, de acordo com o Anuário de Plantas de *Waste-to-Energy* de 2018 (MICHAELS; KRISHNAN, 2018; B&W, 2014; KITTO Jr *et al.*, 2016).

Para a realização do EVTE são necessárias algumas etapas, dentre elas:

- a) estudo de localização;
- b) estudo e projeção da demanda;
- c) estudo e projeção dos preços;
- d) estudos dos investimentos;
- e) estudo dos custos de produção;
- f) elaboração do Fluxo de Caixa e avaliação dos indicadores.

Ao longo desse capítulo em diversas ocasiões será feito o câmbio entre outra moeda e o real, para isso, a taxa de câmbio de euro para real considerada foi de R\$

4,637/€, referente ao dia 15/01/2020, e a taxa de câmbio de libra para real considerada foi de R\$ 5,435/£, referente ao dia 20/01/2020 (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2020).

4.1. ESTUDO DE LOCALIZAÇÃO E PROJEÇÃO DA DEMANDA

O estudo de localização é realizado a fim de se definir onde será implementado o projeto. Como objetivo do trabalho é o aproveitamento do RSU do estado do Rio de Janeiro, o estudo de localização vai se limitar a esse estado, mais especificamente às regiões consideradas viáveis na seção 2.3.7: Região Norte Fluminense, Região das Baixadas Litorâneas, Região do Médio Paraíba e Região Serrana. A projeção da demanda, aliada à capacidade da planta, serão utilizadas como critério para a localização.

A demanda do caso estudado foi determinada a partir da quantidade de RSU que necessita de tratamento. Dessa forma, foi realizada uma projeção da quantidade de RSU gerado no horizonte de planejamento de 25 anos para as quatro regiões do estado consideradas viáveis.

A projeção considerou o aumento populacional nas regiões e para isso calculou-se a taxa média de crescimento populacional, apresentada na Tabela 4.1, das quatro regiões nos últimos 10 anos a partir de dados apresentados pelo IBGE (2019). A taxa de crescimento médio de cada região foi aplicada para o horizonte de planejamento de 25 anos.

Tabela 4.1 Taxa média de crescimento populacional dos últimos 10 anos para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro estudadas

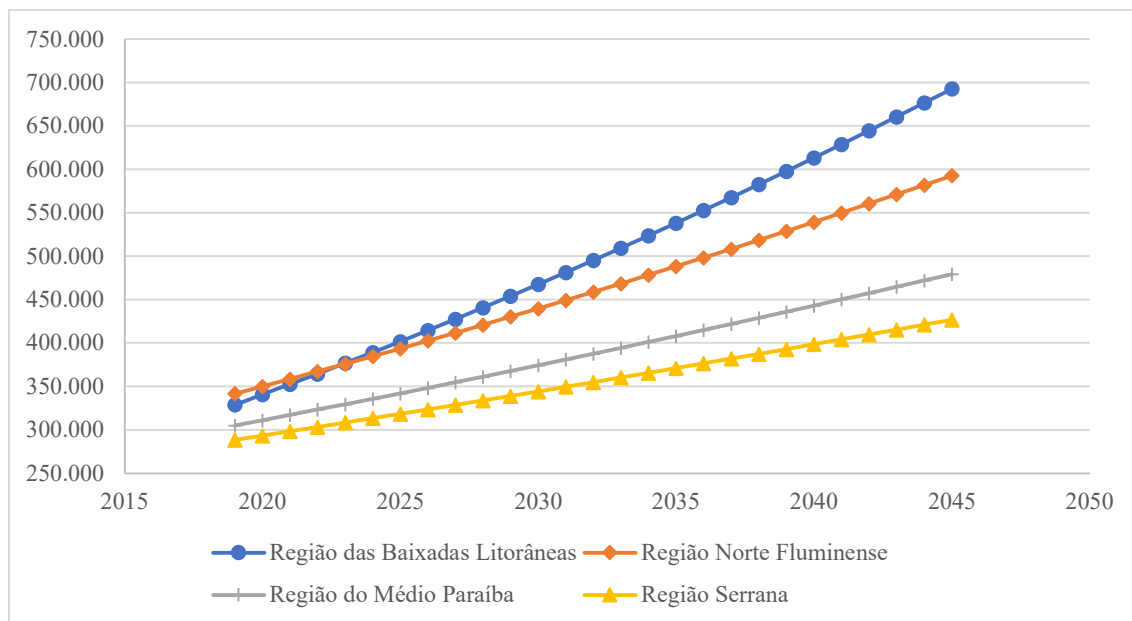
Região	Taxa média
Baixadas Litorâneas	2,8 %
Norte Fluminense	1,3 %
Médio Paraíba	0,8 %
Serrana	0,5 %

Fonte: elaboração própria a partir de IBGE (2019)

Foi considerado um aumento de geração *per capita* de RSU através da análise da série histórica de geração *per capita* de RSU da cidade do Rio de Janeiro de 1990 a 2014, a partir de dados da Comlurb (DATARIO, [s.d.]) e IBGE (2019). Foi identificado uma taxa média anual de 1,4% nessa geração, que foi aplicada para as demais regiões do

estado. A Figura 4.1 ilustra a projeção de geração de RSU para as quatro regiões do estado ao longo do horizonte de planejamento.

Figura 4.1 Projeção da geração de RSU (em t/ano) de 2019 a 2045 nas quatro regiões analisadas do estado do Rio de Janeiro

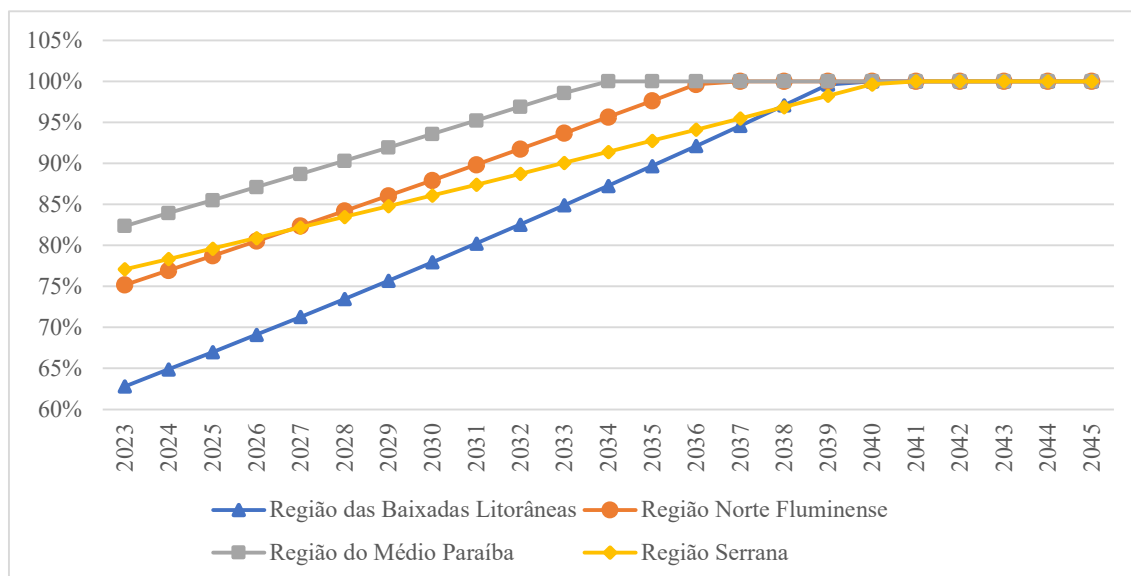


Fonte: elaboração própria a partir de DATARIO, [s.d.], IBGE (2019) e SEA (2013)

A projeção de quantidade de RSU gerado por ano para as quatro regiões viáveis do estado apresenta intervalo dentro do previsto na seção 2.3.7 como capacidades viáveis de plantas. Dessa forma, as quatro regiões continuam consideradas viáveis e serão comparadas ao longo do trabalho.

A partir da projeção da demanda por tratamento de RSU anualmente foi possível estabelecer três capacidades instaladas, sendo elas: 600.000 toneladas por ano para a Região das Baixadas Litorâneas; 500.000 t/ano para a Região Norte Fluminense e 400.000 t/ano para as Regiões do Médio Paraíba e Serrana. Com essas capacidades instaladas e a quantidade de RSU gerada anualmente, a taxa de ocupação da planta varia de acordo com o apresentado na Figura 4.2, note que o projeto de investimento inicia-se em 2020, mas a operação é iniciada em 2023, dessa forma, o gráfico da Figura 4.2 é apresentado a partir desse ano.

Figura 4.2 Taxa de ocupação para as plantas estudadas nas quatro regiões do estado



Fonte: elaboração própria

O segundo cenário possui a mesma demanda total por tratamento de RSU gerado. Mas observe que, nesse cenário, após a TMC, a fração plástica será encaminhada para reciclagem mecânica e as demais frações (exceto vidro e metal) serão encaminhadas para a combustão com recuperação energética.

4.2. ESTUDO E PROJEÇÃO DE PREÇOS

Outra informação requerida para o estudo são os preços no horizonte de planejamento. De acordo com Towler e Sinnott (2012) é importante considerar preços previstos para os próximos 25 anos do horizonte de planejamento e não o preço atual. A maioria dos produtos químicos tem seus preços variando de acordo com o preço das matérias-primas, determinados pelas flutuações nos preços dos combustíveis e *commodities*, por fim esses preços são determinados pela variação de oferta e demanda no mercado (TOWLER; SINNOTT, 2012). Outros produtos podem ter seus preços variando apenas com reajustes seguindo a inflação.

A fim de realizar as projeções de preços para o caso estudado, primeiro é necessário estabelecer todos os ganhos possíveis a partir do tratamento dos RSUs. As receitas são provenientes da venda de energia elétrica e, para o segundo cenário, além dessa venda há também como produto o plástico reciclado. Em ambos os cenários é possível considerar ganhos com a venda das frações de metal e vidro do RSU, que não

podem ser utilizados na recuperação energética, mas podem ser encaminhadas para reciclagem.

Os órgãos responsáveis pelo gerenciamento do RSU pagam um valor para dispor esses resíduos em aterros, esse valor, no Brasil, varia entre 40 e 70 reais por tonelada de resíduo (ALMEIDA, 2018). No estado do Rio de Janeiro o Centro de Tratamento de Resíduos – CTR Rio, em Seropédica, atende as cidades do Rio de Janeiro, Seropédica e Itaguaí, sendo o custo para dispor nesse aterro de 58 reais por tonelada (ALMEIDA, 2018). Dessa forma, esse trabalho também vai considerar o preço recebido pelo tratamento do RSU como uma fonte de receita. Esse valor será atualizado ao longo do horizonte de planejamento utilizando para a projeção o valor médio da inflação nos últimos 10 anos 5,85 % (IBGE, 2020).

No entanto, esse valor é o pago no Rio de Janeiro para a disposição em aterro sanitário. Na Europa as empresas cobram de 20 a 350 euros por tonelada para tratar o RSU pela incineração com recuperação energética, valores superiores a faixa encontrada no Brasil para destinação em aterros sanitários (NEUWAHL *et al.*, 2019). A Alemanha é o país que apresenta a faixa de preços com valores mais elevados, variando de 100 a 350 euros por tonelada (NEUWAHL *et al.*, 2019), o que equivale hoje a 464 a 1.623 reais por tonelada.

No presente trabalho, na elaboração do fluxo de caixa foi considerado o valor pago pelo governo no Rio de Janeiro projetado ao longo do horizonte de planejamento do projeto. Foi avaliado também valores dentro da faixa de preços apresentada na Alemanha para plantas de combustão e os resultados serão comparados. Por fim, foi determinado o menor valor a ser pago pelo governo do Rio de Janeiro para que o projeto de investimento para aproveitamento do RSU em energia através da tecnologia de combustão não se torna inviável.

Para a projeção de preço da energia elétrica foi utilizado o último Leilão de Energia Nova A-4 e A-6 da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), em que o custo para usinas térmicas movidas a biomassa foi de R\$ 187,00 /MWh (EPE, 2019). Para a projeção ao longo do horizonte de planejamento foi utilizado como reajuste anual o IPCA (ISTOÉ, 2019) e para isso, utilizou-se o valor médio do IPCA nos últimos 10 anos de 5,85 % (IBGE, 2020). Todos os valores de preços analisados nessa seção são de reais por tonelada, no entanto o valor da energia no leilão é de reais por MWh, para deixar todos os valores na mesma base, será utilizado o rendimento energético da tecnologia de combustão apresentado na Tabela 2.15, de 1,49 MWh por tonelada de RSU. Esse

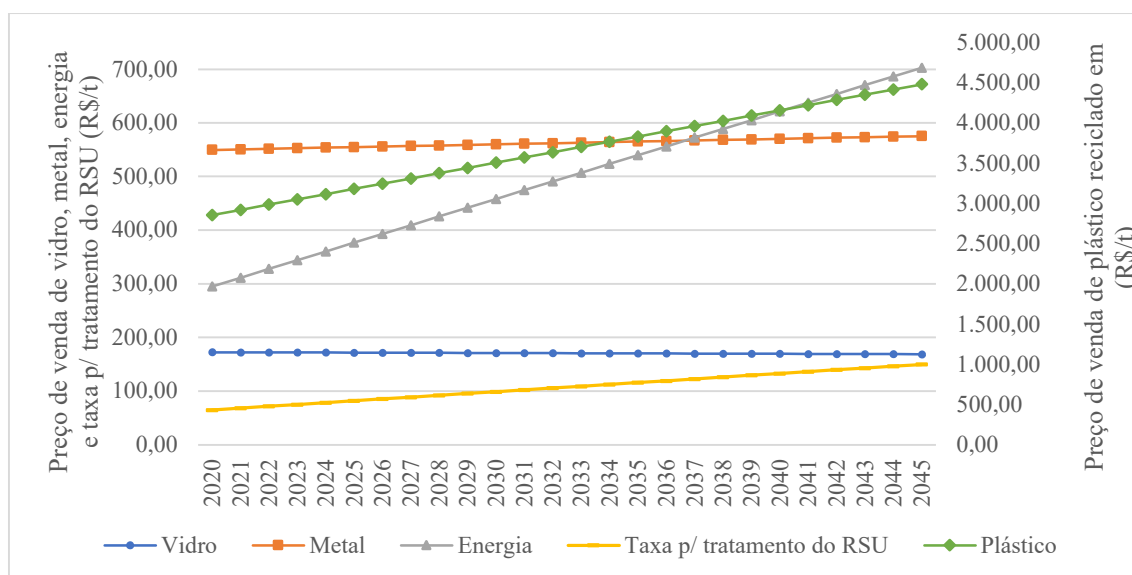
rendimento será multiplicado pelo preço da energia de forma a obter o valor em função da quantidade de RSU tratado.

Para a projeção de preço do plástico reciclado, que será utilizado no segundo cenário, foram utilizados dados do último Monitoramento do Índices de Reciclagem Mecânica de Plásticos no Brasil realizado pela Plastivida (2013). O documento apresenta dados de preço médio de plástico reciclado de 2003 a 2012, que variou de 1.749 reais por tonelada a 2.297 reais por tonelada. A partir desses dados foi calculada a taxa de crescimento do preço e feita a razão da taxa com o IPCA médio no mesmo período (IBGE, 2020), essa razão foi de 63,5 %. Aplicou-se então essa razão no valor médio do IPCA nos últimos 10 anos, obtendo o a taxa de 3,7 %, utilizada para a projeção de crescimento do preço de plástico reciclado.

A projeção de preço de resíduos de vidro e metal para reciclagem foi realizada a partir de dados disponibilizados pelo CEMPRE (2019b) e no Anuário da Reciclagem (ANCAT, 2019). Foram encontrados valores de preço de vidro de 2014 a 2018, que variam de 173 reais por tonelada a 110 reais por tonelada. Para os metais os valores são disponibilizados como valor do alumínio e dos outros metais, para aluminios havia valores disponíveis de 2017 a 2019, variando de 3.103 a 3.500 reais por tonelada. Enquanto para os outros metais havia de 2014 a 2019, o valor variava de 260 a 650 reais por tonelada. A projeção foi realizada de forma similar à do preço do plástico reciclado: calculou-se a taxa de crescimento do preço nos anos de referência e a razão com o IPCA do período, essa razão foi aplicada ao IPCA médio dos últimos 10 anos. A taxa de crescimento para projeção de preço de vidro foi de -0,09 %, para alumínio foi de 0,1% e para outros metais de 0,31 %. Foi então realizada a projeção de preço no horizonte de planejamento e considerando que a proporção de alumínio nos resíduos de 10 % (ANCAT, 2019) o preço médio de metais utilizado no trabalho foi calculado a partir das projeções para alumínio e outros metais e realizada a média ponderada entre esses preços, sendo o peso 10 % para alumínio e 90 % para outros metais.

Os valores das projeções de 2020 a 2045 podem ser vistos na Figura 4.3. O eixo principal a esquerda apresenta os preços de venda para vidro, metal e energia, sendo o valor desse último em reais por tonelada de RSU tratado. O eixo secundário a direita apresenta os preços de venda do plástico reciclado.

Figura 4.3 Projeção dos preços relevantes para o projeto de geração de energia a partir de RSU ao longo do horizonte de 2020 a 2045



Fonte: elaboração própria

4.3. ESTUDO DOS INVESTIMENTOS

O estudo dos investimentos objetiva estimar o montante de capital total necessário para sua implementação, desde a fase de projeto até o início de operação da planta. O investimento total (IT) engloba o investimento fixo (IF) e o capital de giro (CG) (TOWLER; SINNOTT, 2012). O primeiro é o investimento necessário para implementação do projeto, engloba o projeto, os equipamentos, a construção e instalação e as modificações no local da planta.

Já o segundo é o investimento necessário para iniciar e manter a operação da planta, quando o projeto ainda não é capaz de gerar receita suficiente. O CG sai do fluxo de caixa no início da operação sendo então recuperado no final do horizonte de planejamento (TOWLER; SINNOTT, 2012), ele representa de 10 a 20% do IT (PETERS; TIMMERHAUS; WEST, 2003).

Para o cálculo dos investimentos das plantas estudadas nesse trabalho, serão utilizadas as referências descritas no início desse capítulo. A Tabela 4.2 apresenta um consolidado dessas referências com seus principais dados.

Tabela 4.2 Consolidado de informações técnicas e econômicas das referências utilizadas para o EVTE

Referência	NEUWAHL <i>et al.</i> , 2019	RAMA, 2010	WRAP, 2009
Subsistema	Combustão	Triagem mecânica complexa	Reciclagem mecânica
Ano de referência	1999	2010	2009
Capacidade instalada (t/ano)	250.000	46.000	80.000
IT	140 (10 ⁶ euros)	3,89 (10 ⁶ euros)	34,7 (10 ⁶ libras)
IF	119 (10 ⁶ euros)	3,50 (10 ⁶ euros)	29,5 (10 ⁶ libras)
CG	21 (10 ⁶ euros)	0,39 (10 ⁶ euros)	5,2 (10 ⁶ libras)

Fonte: elaboração própria a partir de NEUWAHL *et al.* (2019), RAMA (2010), WRAP (2009)

A partir desses dados é possível estimar de forma preliminar o investimento das plantas estudadas. Para isso é necessário realizar algumas extrapolações que considerem a alteração na capacidade instalada da planta, a atualização do valor do investimento no tempo e, por fim, a nacionalização.

Para a extrapolação da capacidade instalada será utilizada o método “*six-tenths rule*” ou regra dos seis décimos, por ser o mais utilizado na literatura ao considerar a economia de escala comum aos processos da indústria química (TOWLER; SINNOTT, 2012; PETERS; TIMMERHAUS; WEST, 2003), apesar do fator 0,5 encontrado na Figura 2.6. A regra é apresentada pela Equação 4.1, em que IT_1 é o IT da unidade de referência com capacidade instalada C_1 ; IT_2 é o IT determinado para a unidade estudada com capacidade instalada C_2 .

$$IT_2 = IT_1 \times \left(\frac{C_2}{C_1}\right)^{0,6} \quad (4.1)$$

A atualização com o tempo também é uma importante extrapolação para passar o valor do ano de referência para o ano do projeto. Usualmente para a atualização são utilizados fatores que consideram variações na inflação (TOWLER; SINNOTT, 2012). No presente trabalho serão utilizados os índices da revista *Chemical Engineering*, *Chemical Engineering Plant Cost Index* (CEPCI), ou *CE index*. Para o ano de referência e 2019. O valor considerado para 2019 é de 610,25, média de janeiro a outubro, último valor disponível (CHEMICAL ENGINEERING, 2020). Para os anos de referências os valores de CEPCI considerados foram 390,60 para 1999; 521,90 para 2009 e 550,8 para 2010 (CHEMICAL ENGINEERING, 2012; VATAVUK, 2002). A atualização é feita

seguinto a Equação 4.2, em que $CEPCI_1$ é o índice do ano de referência e $CEPCI_2$ é o índice de 2019.

$$IT_2 = IT_1 \times \left(\frac{CEPCI_2}{CEPCI_1} \right) \quad (4.2)$$

Os investimentos em uma planta variam de uma localização para outra, dessa forma, como os valores de referência de investimentos usados não são de unidades no Brasil, é necessário considerar uma diferença no valor. Isso é realizado utilizando fatores de nacionalização, para o Brasil o valor sugerido por Towler e Sinnott (2012) é 1,14 e é aplicado de acordo com a Equação 4.3.

$$IT_2 = IT_1 \times (1,14) \quad (4.3)$$

Após realizar os ajustes para a capacidade instalada, tempo e nacionalização e aplicar o câmbio de euros e libras para reais, obteve-se os valores de IT apresentados na Tabela 4.3. As extrapolações foram realizadas para os três subsistemas (TC, TMC e reciclagem mecânica do plástico) separadamente, para TC foram realizadas as extrapolações para os dois cenários (TC1 trata-se da TC para o primeiro cenário e TC2 para o segundo), já que a capacidade instalada para essa etapa muda de um cenário para o outro. Em seguida foi calculado o investimento total de cada cenário. Para o primeiro cenário foi feita a soma dos investimentos de TC1 e TMC. Já para o segundo cenário foi realizada a soma dos IT para TC2 e para reciclagem mecânica, a esse valor foi adicionado cinco vezes o valor do IT para TMC, conforme a premissa apresentada no início do capítulo.

Tabela 4.3 Valores de IT (em 10⁶ reais) estimados para as três capacidades instaladas estudadas

	600.000 t/ano	500.000 t/ano	400.000 t/ano
TC1	1.955	1.753	1.533
TC2	1.721	1.543	1.349
TMC	106	95	83
Reciclagem mecânica	312	280	245
Cenário 1	2.055	1.842	1.611
Cenário 2	2.565	2.299	2.011

Fonte: elaboração própria

A partir dos resultados da Tabela 4.3 é possível calcular que o aumento em investimento para o segundo cenário em relação ao primeiro foi de 25%. Esse aumento no IT é significativo, o que ressalta a relevância do investimento em triagem.

4.4. ESTUDO DOS CUSTOS DE PRODUÇÃO

Os custos de produção (CP) são compostos pelos custos fixos (CF) e pelos custos variáveis (CV). Os primeiros são aqueles custos independentes da taxa de ocupação da planta, ou seja, mesmo que a planta reduza sua operação esses custos não são reduzidos. No entanto, é importante ressaltar que eles dependem da capacidade instalada. Esses custos estão relacionados, principalmente, a mão de obra, manutenção, aluguel, depreciação e taxas, e outras despesas gerais (TOWLER; SINNOTT, 2012).

Já os CV são aqueles que dependem da operação da planta, ou seja, variam diretamente com a quantidade produzida da planta, mas o custo variável unitário é constante. Dentre os CV incluem-se os custos com matéria-prima e utilidades (TOWLER; SINNOTT, 2012).

A Tabela 4.4 apresenta os custos anuais de produção da planta de incineração alemã de referência com capacidade instalada de 250.000 t/ano (NEUWAHL *et al.*, 2019). A partir desses dados foi calculado o custo específico e realizado o câmbio para real, o resultado também é apresentado na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 Custos de produção da planta de incineração alemã de referência com capacidade instalada de 250.000 t/ano

	Custo (em 10⁶ euros)	Custo específico (em reais/t)
CF	22,5	417
CV	6,5	121

Fonte: elaboração própria a partir de NEUWAHL *et al.* (2019)

Rama (2010), no entanto, não apresenta os dados de custo para a triagem, dessa forma, para esse subsistema os custos serão estimados a partir de correlações apresentadas por Turton *et al.* (2012). A correlação é apresentada pela Equação 4.4, em que C_{MO} é o custo com mão de obra, C_{TE} é o custo com tratamento de efluentes e C_{MP} é o custo com matéria prima.

$$CP = 0,28 \times IF + 2,73 \times C_{MO} + 1,23 \times (C_{UT} + C_{TE} + C_{MP}) \quad (4.4)$$

Para o caso analisado C_{MP} não se aplica, uma vez que a triagem é o primeiro subsistema do processo de tratamento do RSU, então, os custos relativos à matéria prima do processo estão contabilizados na etapa de TC. C_{UT} e C_{TE} foram considerados como 25% do CP (PETERS; TIMMERHAUS; WEST, 2003).

Seider *et al.* (2009) apresenta estimativas para o cálculo de número de trabalhadores em uma planta. Considerando 3 turnos de 8h, operação contínua e capacidade instalada superior a 1.000 toneladas por dia, foram estimados 20 operadores para o subsistema de triagem. De acordo com SIQUIRJ (2019) o piso salarial para operadores no Rio de Janeiro é de 1.280 reais. Foi considerado um aumento do custo por funcionário de 53% devido à encargos trabalhistas e um aumento de 6% para suprimentos para os funcionários (SEIDER *et al.*, 2009). Com isso, o C_{MO} estimado 497.857 reais.

Com essas informações é possível calcular o CP estimado para o subsistema de TMC, esse custo é apresentado na Tabela 4.5.

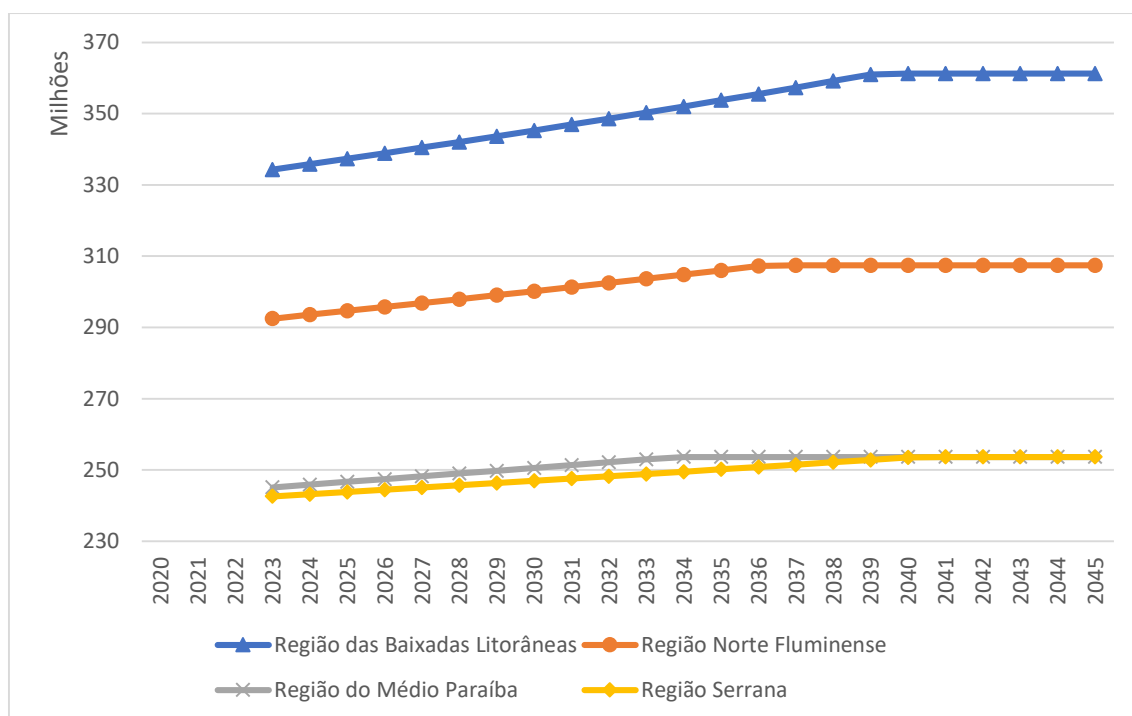
Tabela 4.5 CP (em 10⁶ reais) estimados para o subsistema TMC para as três capacidades instaladas estudadas

Capacidade instalada	600.000 t/ano	500.000 t/ano	400.000 t/ano
Custo (em 10⁶ reais)	38,1	34,7	30,6

Fonte: elaboração própria a partir de PETERS; TIMMERHAUS; WEST (2003), RAMA (2010), SEIDER *et al.* (2009) e TURTON *et al.* (2012)

Para o cenário 1, os custos de produção totais são a soma dos custos para o subsistema TC1 e para o TMC. O resultado dessa soma ao longo do horizonte de planejamento para cada uma das quatro regiões analisadas é apresentado na Figura 4.4. Vale ressaltar que as Regiões do Médio Paraíba e Serrana apresentam a mesma capacidade instalada de 400.000 t/ano, mas taxas de ocupação diferentes ao longo dos anos.

Figura 4.4 Custos de produção anuais (em 10⁶ reais) para o primeiro cenário ao longo do horizonte de planejamento para as quatro regiões estudadas



Fonte: elaboração própria

WRAP (2009) apresenta os valores de custos anuais para a planta de capacidade instalada de 80.000 toneladas de plástico. A partir desses valores foi possível calcular o custo específico, o resultado é apresentado na Tabela 4.6, com o câmbio para real já realizado.

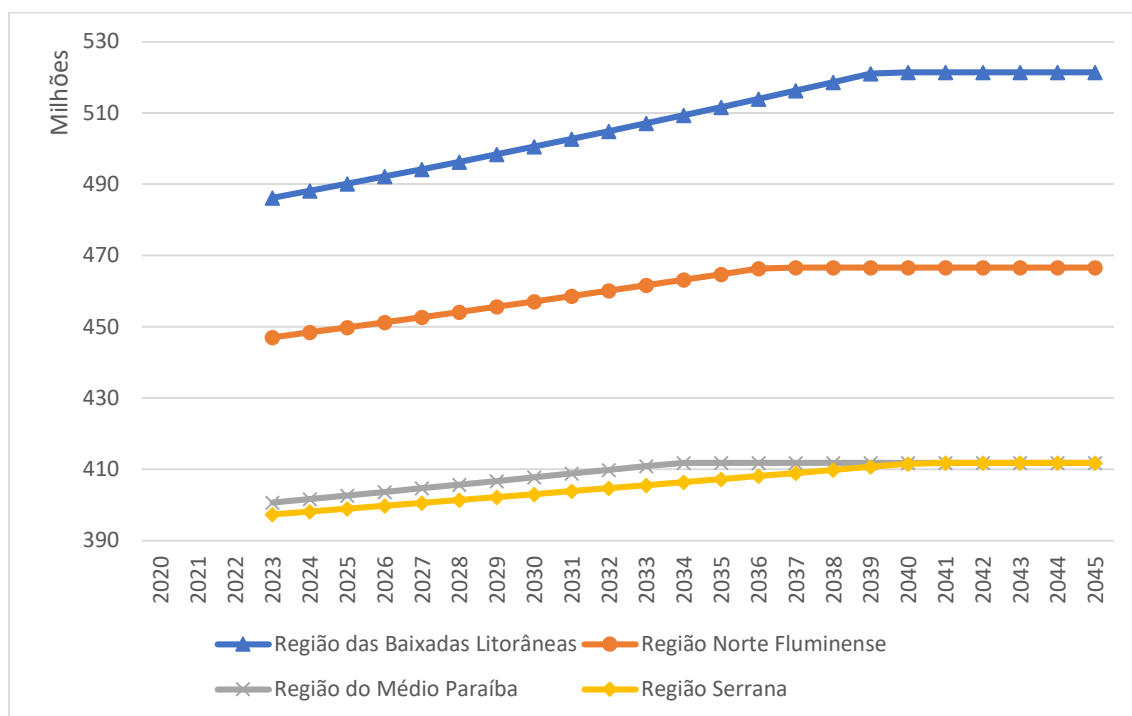
Tabela 4.6 Custos de produção anuais de reciclagem mecânica de plástico com capacidade instalada de 80.000 t/ano

	Custo (em 10 ⁶ libras)	Custo específico (em reais/t)
CF	4,1	276
CV	4,6	315

Fonte: elaboração própria a partir de WRAP (2009)

Os custos do segundo cenário são calculados com a soma dos custos dos três subsistemas: TC2, TMC e reciclagem mecânica do plástico. Seguindo a premissa do início do capítulo – já utilizada no cálculo dos investimentos – os custos com TMC serão multiplicados por cinco nesse cenário. O resultado pode ser visualizado na Figura 4.5. O aumento dos custos anuais foi ainda mais relevante e, em média, foi de 53%.

Figura 4.5 Custos de produção anuais (em 10⁶ reais) para o segundo cenário ao longo do horizonte de planejamento para as quatro regiões estudadas



Fonte: elaboração própria

4.5. FLUXO DE CAIXA E INDICADORES

A partir das estimativas apresentadas nas seções 4.1 a 4.4, foi possível montar o fluxo de caixa (FC) do projeto de geração de energia a partir de RSU para o estado do Rio de Janeiro, utilizando a tecnologia de combustão. A partir do fluxo de caixa os indicadores de viabilidade econômica são calculados e analisados, são eles: Valor Presente Líquido (VPL) e Taxa Interna de Retorno (TIR).

Para realizar o FC foram consideradas as seguintes premissas:

- i. taxa mínima de atratividade (TMA) de 7,04% (BNDES, 2019);
- ii. desembolso do investimento ocorre ao longo de três anos nas proporções de 20%, 50% e 30%;
- iii. depreciação é linear em 10 anos.

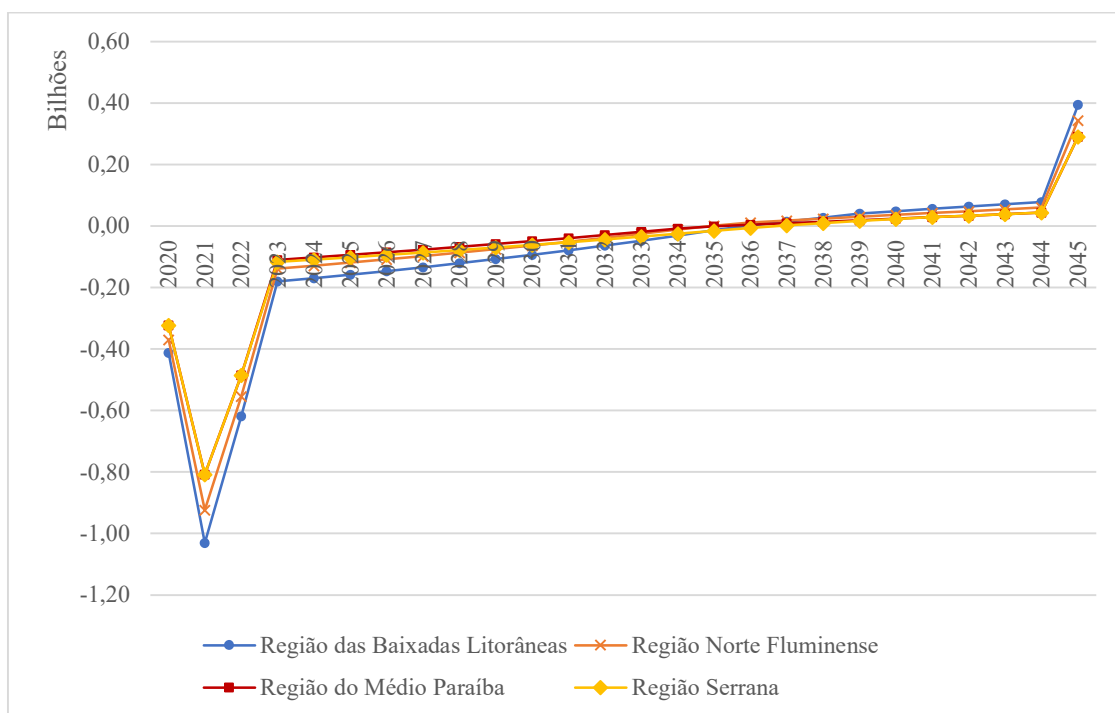
Segundo Buarque (1984), durante a etapa de planejamento de um projeto, é imprescindível que seja definido o objetivo do projeto. Esse objetivo pode ser gerar lucro

para o empresário, nesse caso o projeto tem um enfoque microeconômico. Mas o objetivo também pode ser social e econômico, no escopo do trabalho seria a circularidade no tratamento dos resíduos, e nesse caso o projeto tem um enfoque macroeconômico (BUARQUE, 1984). Esse trabalho irá avaliar, inicialmente, o processo de geração de energia a partir de RSU, a partir do primeiro enfoque, ou seja, vai avaliar do ponto de vista de uma iniciativa privada, buscando lucro que aqui será indicado pelo VPL positivo e TIR maior que a TMA, os dois melhores instrumentos para avaliar um projeto privado (BUARQUE, 1984). No entanto, a TMA considerada em (i) (BNDES, 2019) já apresenta uma ótica social, uma vez que seu valor é baixo para o setor, que usualmente adota taxa de 12% (HOMRICH; CASAROTTO FILHO, 2006).

4.5.1. Primeiro Cenário

O primeiro cenário é aquele em que fração plástica é encaminhada juntamente com as demais frações do RSU para a geração de energia através do fluxograma mais promissor. O FC desse cenário para as quatro regiões pode ser visto na Figura 4.6. As planilhas correspondentes são apresentadas no Apêndice A.

Figura 4.6 FC para plantas de WtE (primeiro cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro



Fonte: elaboração própria

A partir do FC é possível prever que o projeto é economicamente inviável, pois percebe-se que os fluxos de caixa ao longo dos 16 anos iniciais são negativos, e nos anos seguintes positivos, mas com valores baixos. No entanto, os indicadores de viabilidade econômica foram calculados para ver quão distante da viabilidade o projeto se encontra. O resultado dos indicadores calculados é apresentado na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 VPL e TIR para plantas de WtE (primeiro cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Região	VPL (em 10⁹ reais)	TIR
Baixadas Litorâneas	- 2,60	- 7,25 %
Norte Fluminense	- 2,23	- 6,93 %
Médio Paraíba	- 1,85	- 7,29 %
Serrana	- 2,03	- 7,93 %

Fonte: elaboração própria

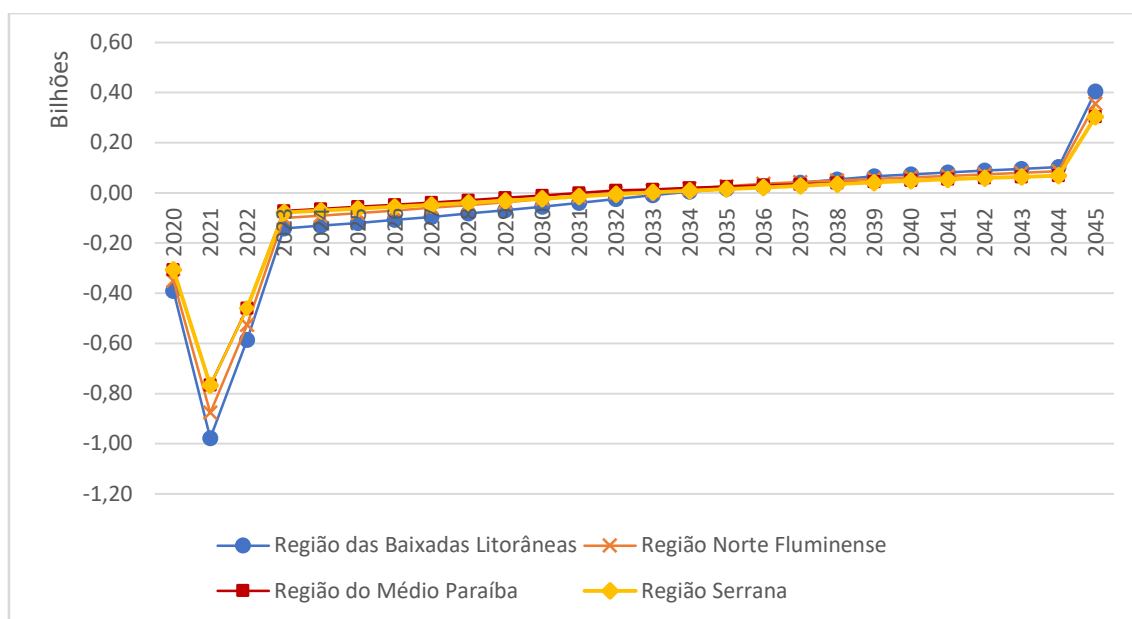
Os VPL negativos confirmam que nenhuma das quatro plantas estudadas são economicamente viáveis. As TIR negativas corroboram que as somas dos fluxos de caixas futuros são inferiores aos investimentos.

No entanto na Alemanha temos várias unidades operando o que leva ao seguinte questionamento: quais as diferenças que tornam viável um projeto de investimento desta natureza na Europa e inviável no Rio de Janeiro.

A primeira diferença destacada foi a necessidade da TMC para a realização do projeto no Rio de Janeiro. O alto investimento nessa etapa e seu custo operacional podem ser importantes fatores que inviabilizem o projeto de investimento no estado do Rio de Janeiro.

A fim de se analisar o impacto desta forma triagem no FC, ele será refeito desconsiderando os valores de investimento e custo de produção dessa etapa. Os resultados podem ser vistos na Figura 4.7 e na Tabela 4.8, esta última também apresenta a variação do VPL com relação às plantas com investimentos e custos em triagem.

Figura 4.7 FC para plantas de WtE (primeiro cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro



Fonte: elaboração própria

Tabela 4.8 VPL e TIR para plantas de WtE (primeiro cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Região	VPL (em 10 ⁹ reais)	Variação do VPL	TIR
Baixas Litorâneas	- 2,16	17 %	- 4,92 %
Norte Fluminense	- 1,65	26 %	- 4,25 %
Médio Paraíba	- 1,06	43 %	- 4,07 %
Serrana	- 1,21	40 %	- 4,65 %

Fonte: elaboração própria

Apesar dos resultados também indicarem a inviabilidade do projeto mesmo excluindo o investimento e custos de operação relacionados à etapa de triagem, observa-se uma considerável variação dos indicadores VPL e TIR. Fica evidente a importância da implantação de políticas públicas relacionadas à coleta seletiva de forma a viabilizar a separação na fonte, já que tirando a etapa de TMC o VPL aumenta em até 43 %.

Um segundo aspecto que diferencia o RJ da Alemanha é o preço pago pelo governo para o tratamento do RSU.

Como visto na seção 4.2, para esse trabalho foi utilizado o valor de 58 reais por tonelada de RSU (ALMEIDA, 2018), valor hoje pago pelo governo para disposição do

RSU em aterros sanitários, mas na Alemanha o governo paga uma taxa que varia de 464 a 1.623 reais por tonelada a serem tratadas para recuperação energética (NEUWAHL *et al.*, 2019). O FC do processo considerando a TMC foi então refeito com diferentes valores dessa taxa. Primeiro utilizou-se o valor mínimo da Alemanha, nesse caso considerou-se que no ano de 2020 o preço pelo tratamento do RSU é de 464 reais por tonelada e nos próximos anos do horizonte de planejamento esse valor foi atualizado com a inflação média dos últimos 10 anos de 5,85 % (IBGE, 2020). Com a nova receita três das quatro regiões apresentaram VPL positivo, como está apresentado na Tabela 4.9. A fim de que todas as quatro regiões se mostrem viáveis, é necessário, então, elevar o valor da taxa, para isso foi utilizado o valor médio aplicado na Alemanha (entre o mínimo e o máximo) de 1.044 reais por tonelada de RSU em 2020 e projetado o valor dos próximos anos com a inflação média. Com esse valor as quatro regiões apresentaram VPL positivo, o resultado também é apresentado na Tabela 4.9, dessa forma não se fez necessário testar o valor máximo aplicado na Alemanha.

Tabela 4.9 VPL e TIR para plantas de WtE (primeiro cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro variando o preço recebido para tratamento de RSU

	Preço mínimo na Alemanha		Preço médio na Alemanha	
	VPL (em 10 ⁶ reais)	TIR	VPL (em 10 ⁶ reais)	TIR
Baixadas Litorâneas	- 23	6,96 %	3.163	16,68 %
Norte Fluminense	1.480	7,78 %	6.128	17,88 %
Médio Paraíba	3.023	7,62 %	9.265	17,89 %
Serrana	2.661	6,64 %	8.703	16,75 %

Fonte: elaboração própria

O resultado mostra o grande impacto no preço pago pelo governo para o tratamento do RSU. Como no Brasil os resíduos são encaminhados majoritariamente para aterros sanitários esse valor base de 58 reais por tonelada em 2018 é muito baixo para a tecnologia de combustão. Como apresentado, utilizar o menor preço aplicado na Alemanha, viabiliza o processo em três regiões considerando apenas o VPL, entre elas duas também apresentam TIR maior que a TMA, no entanto as quatro regiões apresentam TIR menor que a taxa usual do setor elétrico. Ao considerar o valor médio aplicado na Alemanha, além das quatro regiões apresentam VPL positivo, elas também apresentam

TIR maior que TMA e maior que a taxa do setor. Logo, apesar da triagem apresentar um alto impacto na viabilidade do projeto, ela é necessária para o cenário do RSU no Rio de Janeiro e o processo com a triagem pode ser viabilizado ao se elevar o valor pago para o tratamento do RSU.

Outra análise realizada foi estimar o valor que deve ser pago pelo tratamento do RSU em cada uma das quatro regiões em 2020. Para isso utilizou-se a função *solver* do Microsoft Excel (2019), variando o valor do preço a fim de atingir VPL nulo. Note que esse caso viabiliza o projeto em termos de não trazer prejuízo ao investimento, e seria viável apenas em termos de política pública e não como um modelo de negócio. A Tabela 4.10 apresenta o resultado dessa análise.

Tabela 4.10 Preços mínimos pelo tratamento do RSU em 2020 no primeiro cenário a fim de tornar o VPL nulo para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Região	Capacidade instalada (t/ano)	Tempo para taxa de ocupação de 100%	Preço pelo tratamento do RSU (em reais por tonelada)
Baixadas Litorâneas	600.000	18 anos	467,56
Norte Fluminense	500.000	14 anos	299,94
Médio Paraíba	400.000	12 anos	213,03
Serrana	400.000	19 anos	233,99

Fonte: elaboração própria

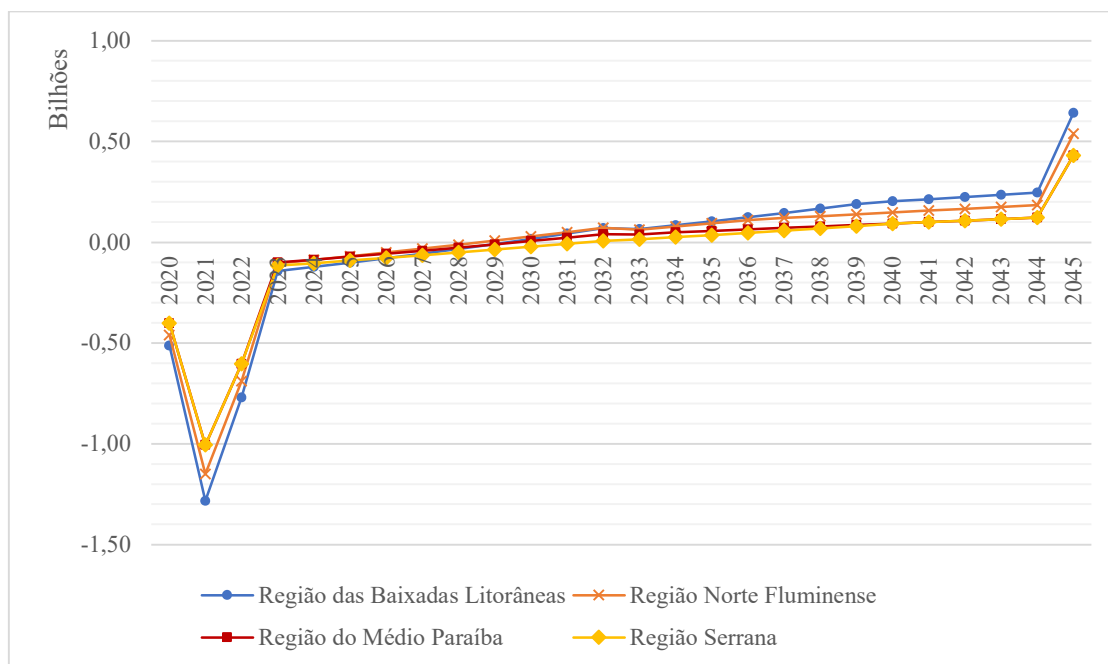
Com esse resultado é possível observar que o valor pago pelo tratamento do RSU para viabilizar o projeto deveria ser de 3 a 7 vezes maior que o valor pago atualmente, segundo Almeida (2018). Apesar desse aumento na receita, o projeto continuaria não sendo rentável do ponto de vista de um investimento privado. Pela Tabela 4.10 é possível observar que o valor mínimo pago pelo tratamento do RSU que viabiliza o projeto ocorre para a Região do Médio Paraíba, região que tem a menor capacidade instalada e com o menor tempo para ocupar esta capacidade instalada.

4.5.2. Segundo Cenário

O segundo cenário considera que a fração plástica do RSU será encaminhada para a recuperação material – por meio da reciclagem mecânica – e não encaminhada para a recuperação energética. Nesse cenário o rendimento energético apresentado na Tabela

2.15 para combustão está superestimado, uma vez que a fração plástica é que apresenta maior poder calorífico. No entanto, para o estudo preliminar de viabilidade efetuado nesse trabalho, será considerado o mesmo rendimento em ambos os cenários. O gráfico do FC desse cenário para as quatro regiões é apresentado na Figura 4.8. As planilhas correspondentes são apresentadas no Apêndice B.

Figura 4.8 FC para plantas de WtE e reciclagem de plástico (segundo cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro



Fonte: elaboração própria

É possível observar que entre os anos de 2032 e 2033 ocorre uma queda no FC, isso ocorre pois 2033 é o primeiro ano com lucro tributável positivo, ou seja, a partir dele começa-se a ser cobrado imposto de renda, o que faz com que o FC diminua. Assim como para o primeiro cenário, o FC apresentado apresenta o investimento superior às somas dos fluxos de caixa futuros, demonstrando a inviabilidade econômica do projeto com enfoque microeconômico. No entanto, novamente os indicadores serão calculados a fim de prever quão distante da viabilidade esse cenário se encontra. A Tabela 4.11 apresenta o resultado dos indicadores.

Tabela 4.11 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Região	VPL	TIR
--------	-----	-----

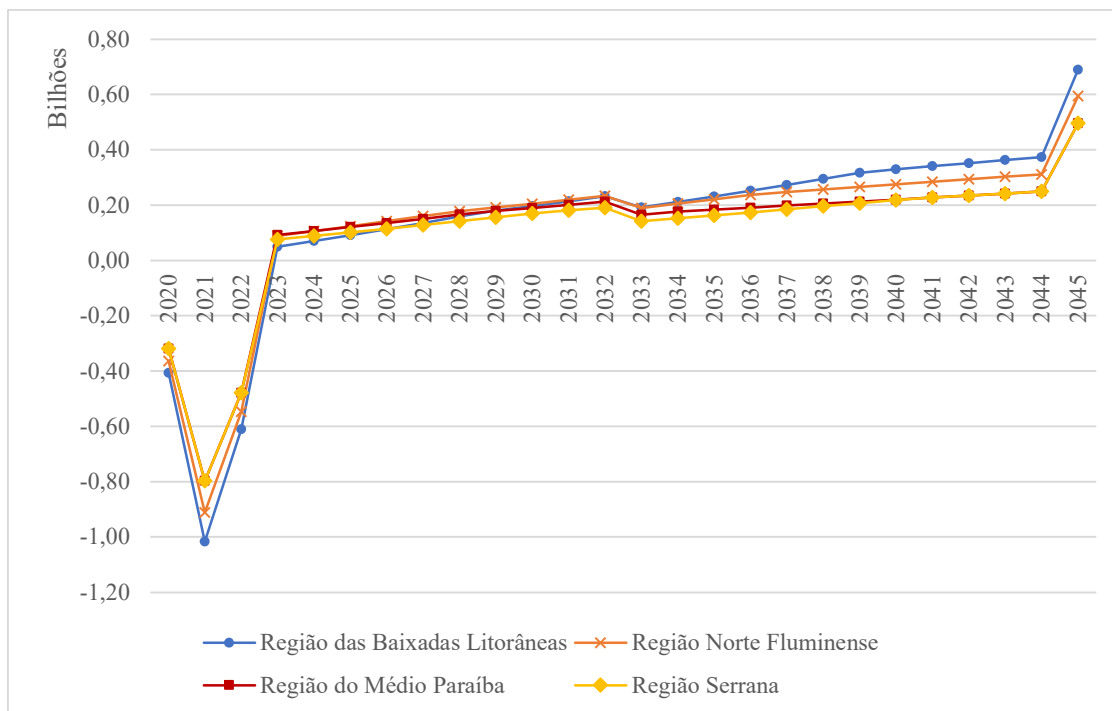
(em 10 ⁹ reais)		
Baixasdas Litorâneas	- 2,07	- 0,62 %
Norte Fluminense	- 1,34	- 0,87 %
Médio Paraíba	- 0,93	- 2,51 %
Serrana	- 1,29	- 3,42 %

Fonte: elaboração própria

Novamente os indicadores calculados demonstram um resultado inviável do ponto de vista de um investimento privado. Sendo necessário novamente analisar o que pode estar causando essa inviabilidade. Como destacado anteriormente, nesse cenário o investimento e os custos de produção da TMC foram aumentados em 5 vezes, em relação ao primeiro cenário, devido à necessidade de remoção da fração plástica nessa etapa, e do aumento na quantidade de material segregado. Assim, espera-se que nesse cenário, o impacto da triagem seja superior que no primeiro cenário.

Para mensurar esse impacto, o FC será refeito desconsiderando os valores de investimento e custo de produção dessa etapa. A Figura 4.9 apresenta o FC e a Tabela 4.12 apresenta os indicadores de viabilidade econômica.

Figura 4.9 FC para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro



Fonte: elaboração própria

Tabela 4.12 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) sem considerar investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Região	VPL (em 10⁶ reais)	Variação do VPL	TIR
Baixadas Litorâneas	26	101 %	7,15 %
Norte Fluminense	1.449	208 %	8,19 %
Médio Paraíba	2.954	418 %	8,33 %
Serrana	2.634	304 %	7,37 %

Fonte: elaboração própria

Novamente é possível observar o impacto do imposto de renda no FC a partir do ano de 2033. Os resultados apresentados na Tabela 4.12 evidenciam o grande impacto do investimento e custos com a triagem no segundo cenário. Como esperado, o impacto foi bem superior ao do primeiro cenário, apresentado na Tabela 4.8, uma vez que os investimentos e custos foram estimados considerando cinco vezes o valor do primeiro cenário. O VPL foi positivo para as quatro regiões e todas apresentaram TIR maior que a TMA, evidenciando a viabilidade econômica do projeto nessas regiões. No entanto, como já discutido, a TMC em um projeto no estado do Rio de Janeiro é necessária, devido à falta de políticas públicas para a separação na fonte.

Sendo assim, é necessário avaliar o projeto mantendo os investimentos e os custos anuais com a TMC. Mas como destacado no início do capítulo o fator multiplicativo de cinco foi uma premissa assumida devido à relação entre a quantidade segregada. Aqui serão avaliados diferentes fatores de um a quatro, e seus resultados são apresentados na Tabela 4.13.

Tabela 4.13 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem mecânica (segundo cenário) para diferentes fatores multiplicativos para a premissa do investimentos e custos com triagem para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Fator multiplicativo	Região	VPL (em 10⁶ reais)	TIR
1	Baixadas Litorâneas	- 376	5,52 %
	Norte Fluminense	922	6,33 %
	Médio Paraíba	2.210	6,12 %
	Serrana	1.861	5,11 %

(continuação)

Fator multiplicativo	Região	VPL (em 10⁶ reais)	TIR
2	Baixadas Litorâneas	- 793	3,91 %
	Norte Fluminense	368	4,47 %
	Médio Paraíba	1.427	3,90 %
	Serrana	1.074	2,90 %
3	Baixadas Litorâneas	- 1.218	2,35 %
	Norte Fluminense	- 201	2,64 %
	Médio Paraíba	641	1,73 %
	Serrana	288	0,77 %
4	Baixadas Litorâneas	- 1.643	0,84 %
	Norte Fluminense	- 771	0,87 %
	Médio Paraíba	- 145	- 0,39 %
	Serrana	- 499	- 1,33 %

Fonte: elaboração própria

Apesar do segundo cenário se mostrar viável para as quatro regiões ao desconsiderar os investimentos e custos anuais com TMC, quando é aplicado o mesmo valor de investimentos e custos que o primeiro cenário – fator multiplicativo 1 – observa-se que o VPL para a Região das Baixadas Litorâneas é negativo. Com fator multiplicativo 2, as demais regiões ainda apresentam VPL positivo, no entanto, TIR consideravelmente abaixo da TMA. Para caso com fator multiplicativo igual a 3, apenas as duas regiões com capacidade instalada de 400.000 t/ano apresentam VPL positivo, e por fim, com fator multiplicativo 4, todas as regiões se mostram inviáveis do ponto de vista de um investimento privado, assim como para a premissa base utilizada – fator multiplicativo 5. Logo, observa-se a relevância em estudos aprofundados com TMC segregando plásticos das demais frações do RSU, uma vez que o valor real dos investimentos e custos com essa etapa podem alterar o resultado final do projeto.

O segundo cenário também será avaliado variando a taxa paga pelo governo para o tratamento do RSU, usando a taxa da Alemanha como referência. Nessa análise, o presente trabalho vai considerar os investimentos e custos com TMC seguindo a premissa adotada no início do capítulo – fator multiplicativo 5 – devido à importância dessa etapa para o processo de reciclagem mecânica.

Para a taxa paga pelo governo para o tratamento do RSU será utilizado o valor mínimo de 464 reais por tonelada em 2020 e o valor médio de 1.044 reais por tonelada de RSU em 2020 e os anos seguintes no horizonte de planejamento terão esses valores corrigidos pela inflação média de 5,85 % (IBGE, 2020), assim como foi realizado para o primeiro cenário. O resultado está apresentado na Tabela 4.14.

Tabela 4.14 VPL e TIR para plantas de WtE e reciclagem de plástico (segundo cenário) para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro variando o preço recebido para tratamento de RSU

	Preço mínimo na Alemanha		Preço médio na Alemanha	
	VPL (em 10 ⁹ reais)	TIR	VPL (em 10 ⁹ reais)	TIR
Baixadas Litorâneas	0,45	8,37 %	3,61	16,06 %
Norte Fluminense	2,31	8,82 %	6,94	16,93 %
Médio Paraíba	3,92	7,86 %	10,19	16,41 %
Serrana	3,37	6,68 %	9,48	15,19 %

Fonte: elaboração própria

O resultado mostra novamente que o valor projetado a partir dos 58 reais por tonelada de RSU disposta em aterro em 2018 no estado do Rio de Janeiro, está subestimado para tratamento com recuperação energética e material. Ao utilizar a projeção a partir do valor mínimo pago na Alemanha, o projeto é viabilizado para as quatro regiões, considerando o VPL, e apenas a menor delas, a Região Serrana, apresenta TIR inferior a TMA. Ao se utilizar a taxa média aplicada na Alemanha, as quatro regiões apresentam VPL positivo e TIR maior que TMA.

Ao comparar o resultado encontrado para as quatro regiões desconsiderando os investimentos e custos com TMC, apresentado na Tabela 4.12, com o VPL ao se considerar a TMC, mas utilizar a preço médio aplicado na Alemanha, apresentado na Tabela 4.14, percebe-se que o segundo caso é mais favorável. Isso ocorre pois, além das quatro regiões se apresentarem viáveis no último caso, todas tem TIR maior que TMA e VPL maior que o do primeiro caso. Além disso, a TMC é essencial para o processo de reciclagem.

Novamente, a triagem apresentou impacto na viabilidade do projeto, mas o impacto da taxa paga pelo estado para o tratamento do RSU é mais relevante, pois, além de viabilizar o processo economicamente, o viabiliza tecnicamente ao considerar a TMC,

sem a necessidade imediata de políticas públicas para a separação na fonte. Dessa forma, é interessante conhecer a partir de qual valor da taxa paga pelo tratamento o RSU em cada região o VPL do projeto se torna nulo. A Tabela 4.15 apresenta o resultado.

Tabela 4.15 Preços mínimos pelo tratamento do RSU no segundo cenário a fim de tornar o VPL nulo para as quatro regiões do estado do Rio de Janeiro

Região	Preço pelo tratamento do RSU (em reais por tonelada)	Relação entre o preço no primeiro cenário
Baixadas Litorâneas	388,83	- 17 %
Norte Fluminense	205,57	- 31 %
Médio Paraíba	138,26	- 35 %
Serrana	172,49	- 26 %

Fonte: elaboração própria

Esse resultado se mostrou melhor que o do primeiro cenário, uma vez que os preços pagos para viabilizar o projeto são menores que aqueles apresentados na Tabela 4.10. O que corrobora com a tendência mundial de investir na reciclagem de plásticos. A empresa Viridor, do ramo de gerenciamento de resíduos, energia renovável e reciclagem de plásticos, está investindo 65 milhões de libras em uma planta de reciclagem de resíduos plástico pós-consumo, com previsão de início de operação ainda em 2020 (VIRIDOR, 2019). A planta terá capacidade instalada de 89.000 toneladas por ano de resíduos plásticos e faz parte de um complexo de gerenciamento de resíduos, em que há plantas de produção de energia a partir de RSU não recicláveis. A nova planta será movida com energia gerada no complexo industrial a partir dos resíduos não recicláveis garantindo a economia circular do parque industrial (VIRIDOR, 2019).

4.6. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

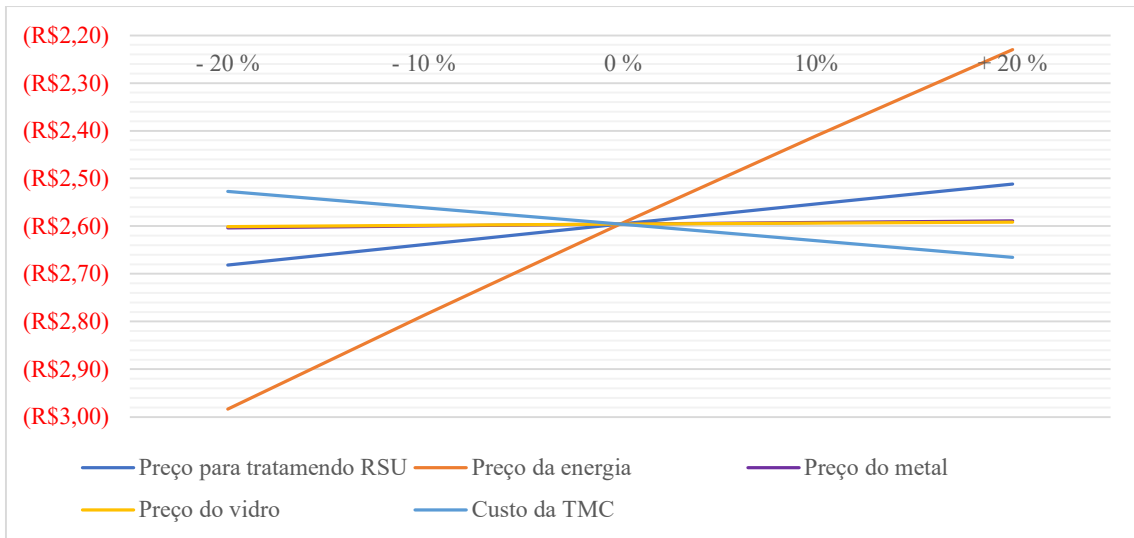
O estudo preliminar de viabilidade econômica é realizado utilizando valores bases para os parâmetros – demanda, preços, custos e investimentos – e considera esses valores como certos para a elaboração do FC e dos indicadores de viabilidade (BUARQUE, 1984). No entanto, ao longo do horizonte de planejamento esses valores sofrem alterações, o que altera a cada ano o FC real do estimado (TOWLER; SINNOTT, 2012), além disto esses valores assumidos como verdades com base em premissas futuras podem não se concretizar.

A análise de sensibilidade é uma forma de se estudar como a alteração dos valores bases ao longo do horizonte de planejamento e a incerteza nas projeções podem afetar a viabilidade do projeto (TOWLER; SINNOTT, 2012) identificando as variáveis chaves. Essas variáveis chaves devem ser estudadas mais profundamente (BUARQUE, 1984) de forma que as previsões feitas na fase de planejamento estejam mais próximas a realidade na fase de operação.

A escolha de quais parâmetros serão utilizados na análise de sensibilidade depende de como eles foram projetados (TOWLER; SINNOTT, 2012). Os preços, no presente trabalho, foram projetados a partir de suas séries históricas e da inflação, a esse método de projeção está atrelado uma grande incerteza, pois as variáveis podem não permanecer estáveis ao longo do tempo (BUARQUE, 1984). Então será realizada a análise de sensibilidade do VPL em relação aos preços. Os custos anuais com TMC foram calculados a partir de correlações apresentadas por Turton *et al.* (2012), e não de custos apresentados na literatura, por isso também é importante a análise de sensibilidade dos custos com TMC. Para o segundo cenário, foi realizada uma premissa com os investimentos e custos relacionados à TMC, então para esse cenário também será realizada a análise de sensibilidade dos investimentos em TMC, para investigar o quanto alterações na premissa podem afetar a viabilidade do projeto.

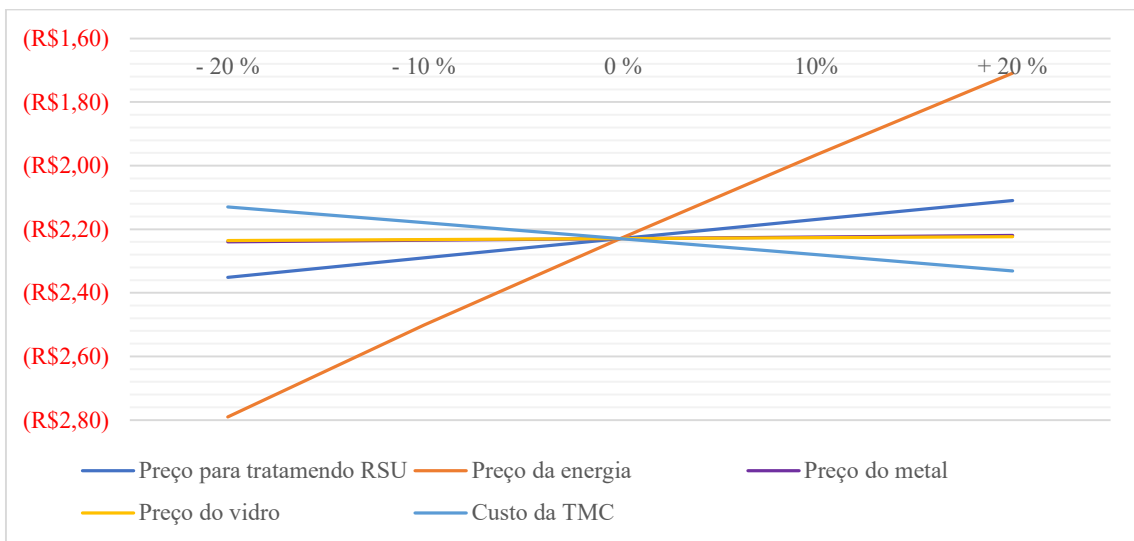
Para o primeiro cenário, então, foi realizada a análise de sensibilidade considerando os preços, inclusive o valor pago pelo estado para o tratamento do RSU, e dos custos anuais com a TMC. O resultado da análise, para as quatro regiões estudadas, é apresentado nas Figuras 4.10 a 4.13.

Figura 4.10 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região das Baixadas Litorâneas



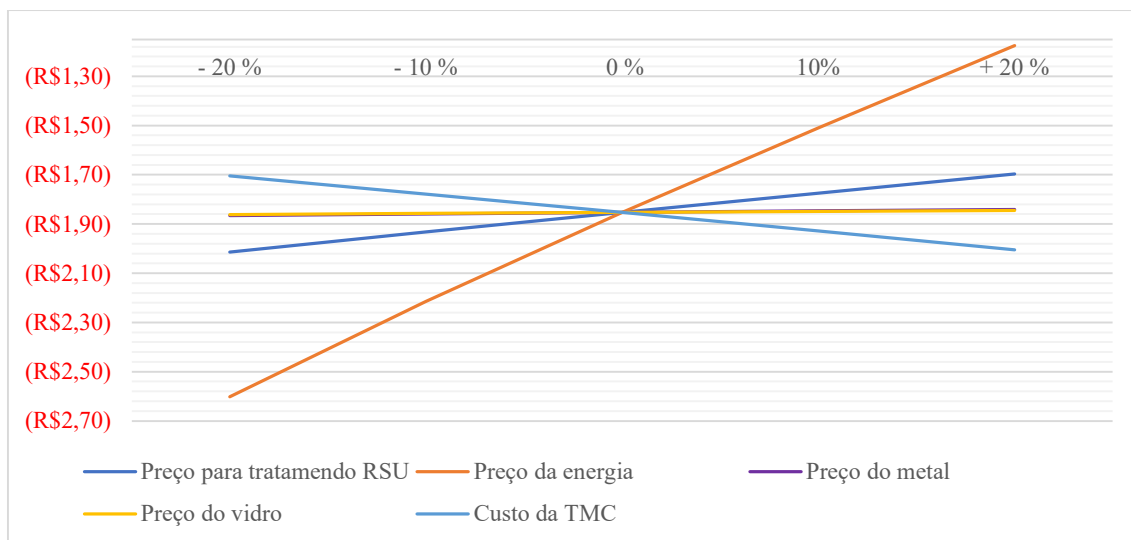
Fonte: elaboração própria

Figura 4.11 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região Norte Fluminense



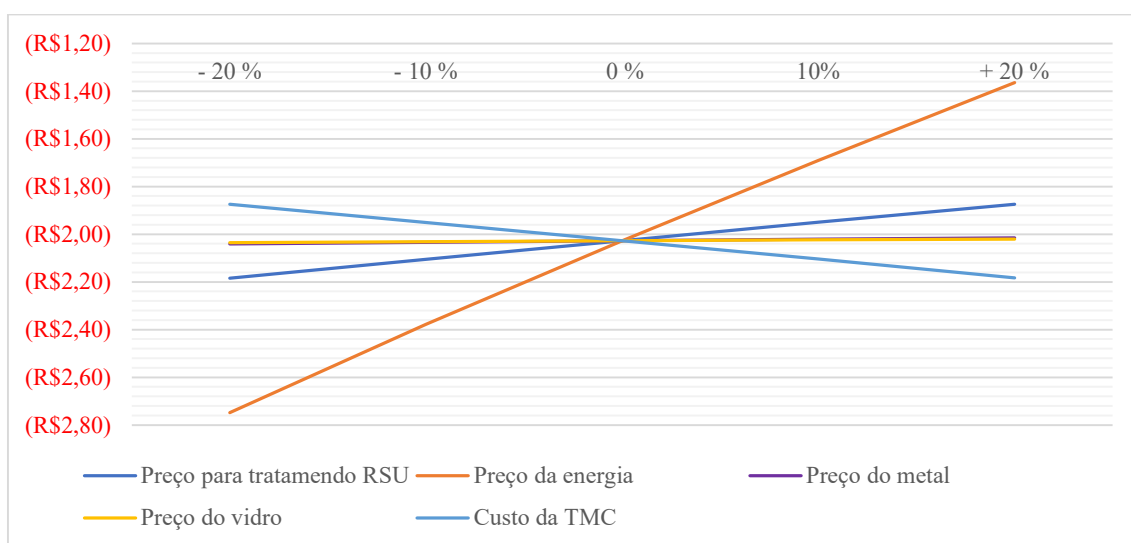
Fonte: elaboração própria

Figura 4.12 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região do Médio Paraíba



Fonte: elaboração própria

Figura 4.13 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o primeiro cenário - Região Serrana



Fonte: elaboração própria

A partir dos resultados apresentados, é possível identificar o preço de venda dos resíduos de vidro e metal como os parâmetros que o VPL apresenta menor sensibilidade para as quatro regiões, o que já era esperado pois a fração de metais e vidro no RSU é a menor e o seu impacto na receita por consequência não deve ser importante. Pode-se considerar que o VPL não apresenta sensibilidade a esses parâmetros, ou seja, alterações

nesses preços ao longo do horizonte de planejamento não acarretará grandes modificações no resultado do projeto.

O VPL apresenta sensibilidade um pouco maior para preço pago pelo estado para o tratamento do RSU, no entanto, ainda é pouco sensível a esse parâmetro. Ou seja, são necessárias altas alterações nesse preço para gerar uma alteração relevante no VPL. Essa baixa sensibilidade justifica os altos preços mínimos pelo tratamento do RSU apresentados na Tabela 4.10. As regiões com maior capacidade instalada foram as que apresentaram menor sensibilidade, corroborando com o resultado da Tabela 4.10, que apresenta valores maiores de preços mínimos pelo tratamento do RSU nessas regiões.

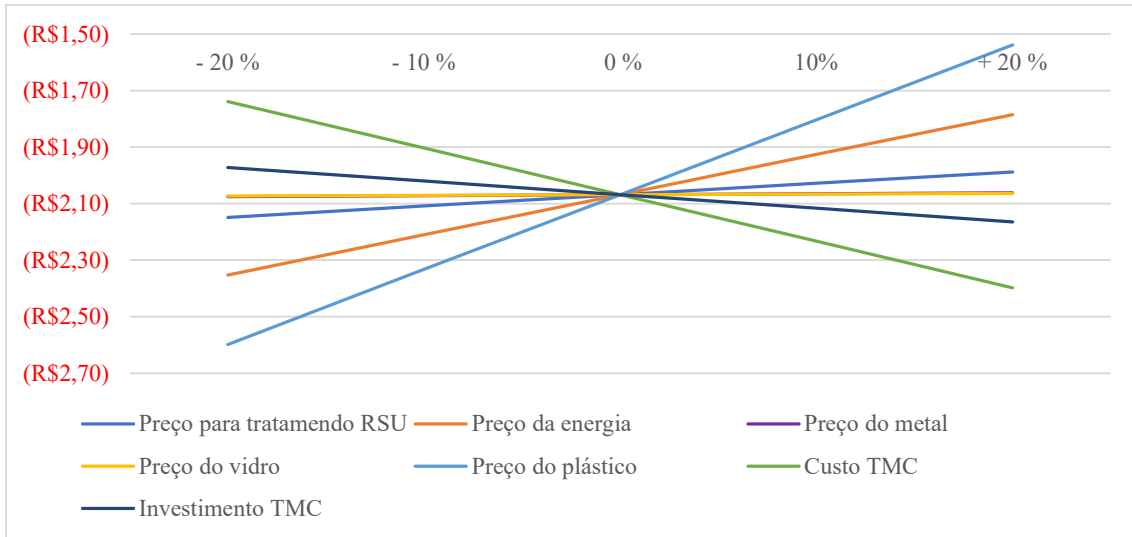
Uma sensibilidade semelhante é observada para o custo operacional relativo à etapa de TMC. O VPL é mais sensível a esse parâmetro nas Regiões do Médio Paraíba e Serrana, o que pode ser justificado pela economia de escala, uma vez que ambas possuem a menor capacidade instalada estudada (de 400.000 t/ano). Como esse parâmetro foi estimado a partir de correlações, a baixa sensibilidade é um bom resultado, por mostrar que pequenas alterações nas estimativas vão alterar pouco o VPL real.

O VPL apresenta maior sensibilidade para o preço de venda da energia elétrica para as quatro regiões, e é maior para regiões de menor capacidade instalada. Caso o preço da energia ao longo do horizonte de planejamento esteja superestimado, o VPL sofrerá impacto negativo e o projeto apresentará mais uma dificuldade para sua viabilidade. Nesse cenário, os valores apresentados na Tabela 4.10 de preços mínimos pelo tratamento do RSU teriam que ser ainda maiores. No entanto, caso o preço da energia estava subestimado, o VPL sofrerá um impacto positivo, auxiliando na viabilidade do projeto. É importante ressaltar que, segundo Neuwahl *et al.* (2019), os custos com utilidades correspondem a cerca de 10 % dos custos totais, então a variação no preço da energia também afetará também os custos, o que não foi considerado nessa análise, que considerou apenas a receita com energia, mas deve ser considerado em um estudo mais profundo. A receita com energia corresponde em média a 80 % da receita total, o que indica que o VPL ainda terá uma relação direta com o preço da energia ao considerar variações também no custo, mas a tendência é que a sensibilidade seja menor. Logo, esse resultado evidencia a necessidade de um estudo mais aprofundado nas estimativas de preço de energia.

Para o segundo cenário foi realizada a análise de sensibilidade dos mesmos parâmetros que o primeiro cenário, adicionando a análise para o preço de venda do

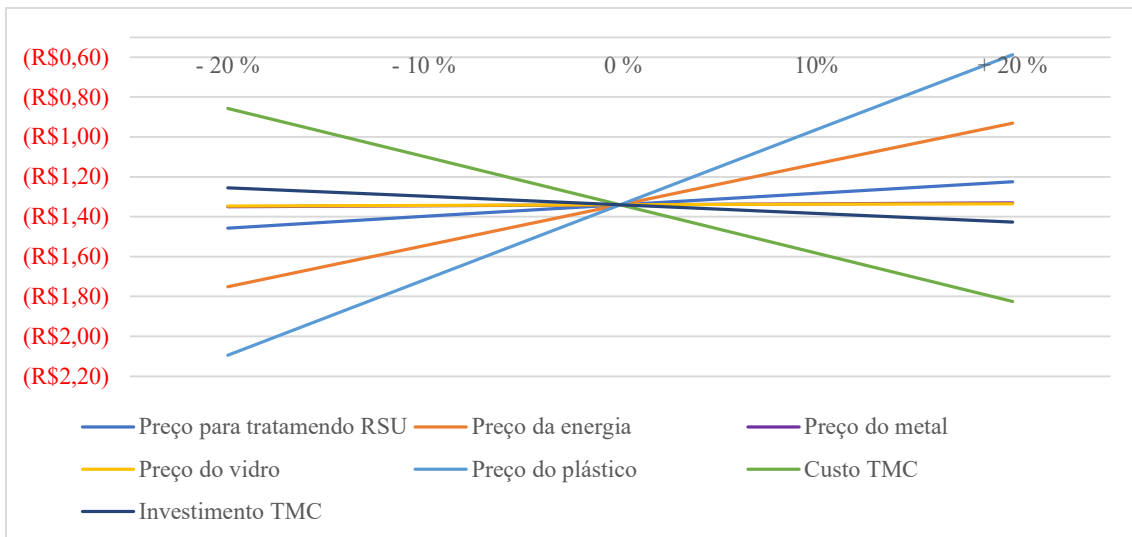
plástico reciclado e dos investimentos com o TMC. O resultado para as quatro regiões estudadas, é apresentado nas Figuras 4.14 a 4.17.

Figura 4.14 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região das Baixadas Litorâneas



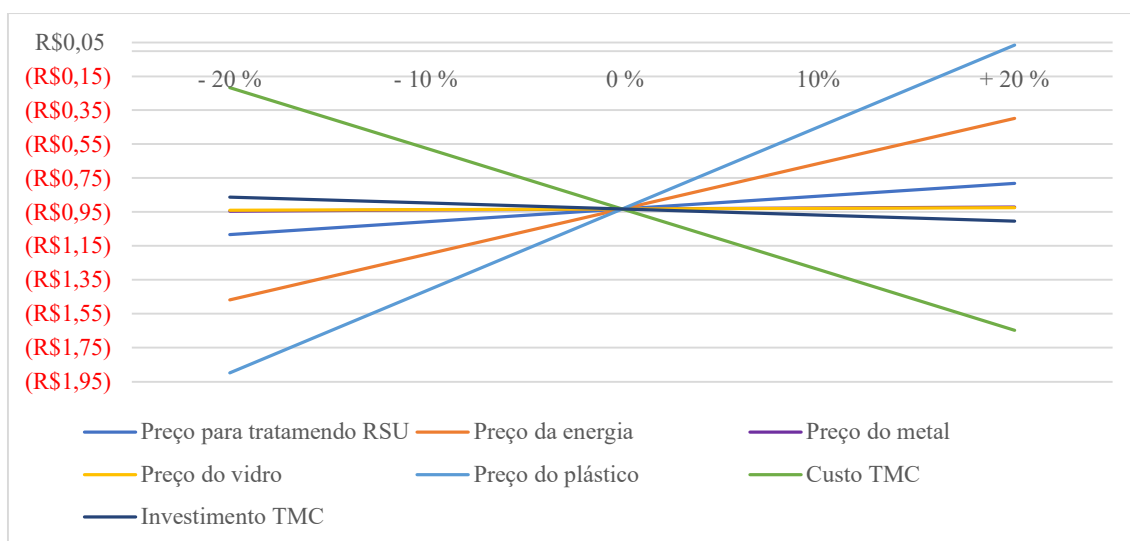
Fonte: elaboração própria

Figura 4.15 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região Norte Fluminense



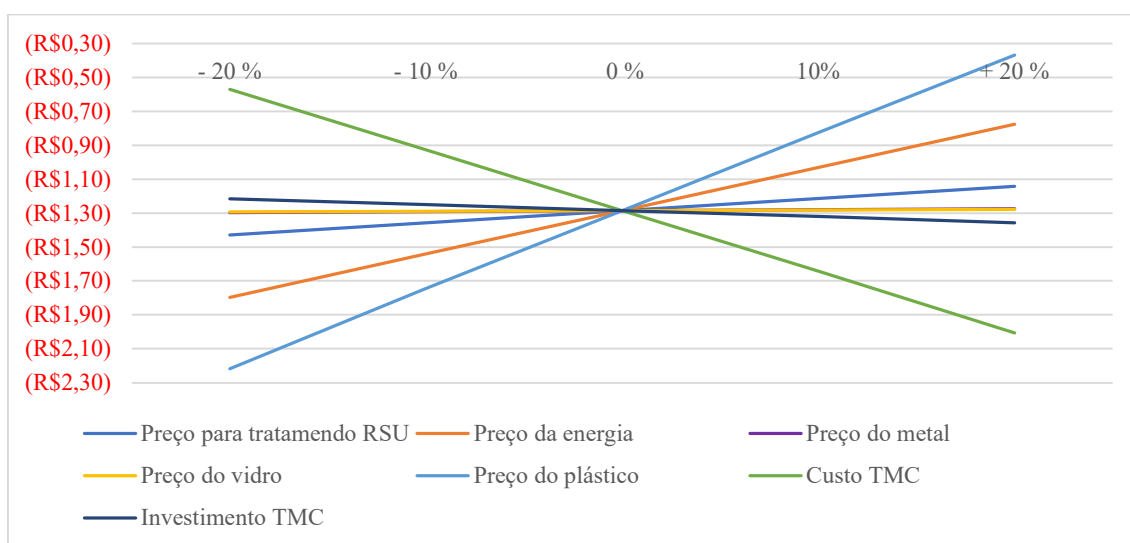
Fonte: elaboração própria

Figura 4.16 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região do Médio Paraíba



Fonte: elaboração própria

Figura 4.17 Análise de sensibilidade do VPL em função de parâmetros de entrada para o segundo cenário - Região Serrana



Fonte: elaboração própria

Assim como para o primeiro cenário, o VPL é praticamente insensível em relação aos preços de venda dos resíduos de vidro e metal, no segundo cenário. O preço pago pelo governo para o tratamento do RSU também apresenta baixo impacto no VPL, o que novamente justifica os altos valores encontrados para os preços mínimos pelo tratamento do RSU que anula o VPL, apresentados na Tabela 4.15.

Com relação ao investimento no subsistema de TMC, o VPL também apresenta baixa sensibilidade nas quatro regiões. Como esse investimento foi estimado a partir de uma premissa apresentada no início do Capítulo 4, a baixa sensibilidade é um bom resultado, pois mostra que alterações no valor desse investimento pouco alterará o resultado. No entanto, a mesma premissa foi utilizada para a estimativa dos custos anuais com a TMC nesse cenário, e o VPL apresentou alta sensibilidade para esse parâmetro nas quatro regiões, principalmente nas duas com a menor capacidade instalada analisada. Essa alta sensibilidade acarreta a necessidade de um estudo mais apurado da etapa de triagem com segregação dos plásticos. Se a premissa utilizada superestimou os custos, esse resultado pode auxiliar na viabilidade do projeto, no entanto, se estiver subestimada resultará em um VPL ainda pior.

Assim como no primeiro cenário, o VPL apresentou alta sensibilidade com relação ao preço da energia. Apontando a necessidade de um estudo mais apurado para a estimativa desse preço ao longo do horizonte de planejamento também nesse cenário. Ainda se ressalta a importância de se considerar variações também no custo, sendo que no segundo cenário a receita com energia corresponde em média a 32 % da receita total, logo variações no custo terão implicações mais relevantes nesse cenário. No entanto, nesse cenário o VPL se mostrou mais sensível ao preço do plástico reciclado vendido, de forma que esse parâmetro também deve passar por uma análise mais profunda, pois pequenas alterações em seu valor podem causar grandes alterações no VPL, alterando a viabilidade do projeto.

Com o estudo de viabilidade dos dois cenários, é identificado que para o planejamento de um projeto no primeiro cenário, deve ser realizado um estudo mais apurado do preço da energia. Enquanto para a aplicação de um projeto no segundo cenário, deve-se apurar as estimativas de preço de energia e plástico reciclado, assim como deve ser realizado um estudo mais aprofundado da TMC com segregação da fração plástica, a fim de se ter uma maior certeza dos custos de produção anuais dessa etapa.

4.7. ANÁLISE DE CENÁRIOS

Como exposto no início do capítulo, os dois indicadores de viabilidade econômica analisados (VPL e TIR) são os mais indicados para avaliar um projeto do ponto de vista de um investimento privado (BUARQUE, 1984). Ambos os cenários se mostraram inviáveis desse ponto de vista. Mas segundo Buarque (1984) um projeto pode ter um

mérito macroeconômico, esses projetos precisam ter uma avaliação dos benefícios gerados e dos custos imputados e não apenas dos indicadores. Tais benefícios não são necessariamente receitas, podem ser outros ganhos para a coletividade, como geração de emprego, economia de recursos naturais e, para o projeto estudado, é a redução dos impactos ambientais e sociais causados pela disposição de RSU em aterros, lixões ou no meio ambiente, além da geração de emprego com a implementação da planta e da economia de recursos naturais e fósseis – pela circularidade do processo. Esses tipos de projetos devem ser realizados pelo setor público e não precisam obrigatoriamente apresentar rentabilidade privada, principalmente se está relacionado com infraestrutura básica para a população (BUARQUE, 1984).

Assumindo então que o projeto esteja inserido no grupo macroeconômico discutido a partir de Buarque (1984), pode-se considerar que, quando aplicado o preço mínimo para o tratamento do RSU – apresentados nas Tabelas 4.10 e 4.15, para o primeiro e segundo cenário respectivamente – o projeto apresenta viabilidade econômica mesmo não sendo rentável do ponto de vista privado.

A partir desse resultado, é possível determinar qual a melhor destinação para a fração plástica do RSU – recuperação energética ou material – tendo como base a avaliação macroeconômica dos dois cenários. Como no presente trabalho não foram contabilizados ganhos ambientais e sociais, será considerado o melhor cenário, aquele que com o menor valor para o preço de tratamento do RSU, não traga prejuízo para o investimento, ou seja, apresenta VPL nulo.

Analisando os resultados apresentados nas Tabelas 4.10 e 4.15, é possível perceber que para uma mesma região o segundo cenário obteve melhores resultados. Sendo assim, a melhor destinação para a fração plástica é recuperação material – nesse trabalho estudada como reciclagem mecânica. Tal resultado vai ao encontro da hierarquia de gerenciamento de resíduos, apresentada na Figura 1.3, que prevê a reciclagem antes da recuperação energética.

A partir das tabelas supracitadas, utilizando a mesma metodologia, também é possível determinar a melhor região do Rio de Janeiro para se aplicar o projeto. Para o segundo cenário, já identificado como o mais promissor, a região que apresenta o menor preço mínimo para tratamento de RSU é a Região do Médio Paraíba. Esse resultado mostra que apesar da economia de escala, o projeto se mostrou melhor para a menor capacidade instalada estudada: 400.000 toneladas por ano. Essa capacidade instalada se enquadra dentro da faixa típica de capacidades instaladas para plantas de combustão de

RSU na Alemanha e nos EUA, apresentada na Figura 2.15. A partir desse resultado pode-se propor que para regiões com uma maior geração de RSU sejam implementadas unidades em paralelo, a fim de se atentar o tratamento do RSU e a capacidade instalada se manter na faixa típica.

Nesse estudo foram duas regiões com plantas com essa capacidade instalada: Região do Médio Paraíba e Serrana. Dentre elas, a Região do Médio Paraíba é que tinha maior taxa ocupação ao longo do horizonte de planejamento, devido a maior projeção de geração de RSU ao longo dos anos. Logo, essa região foi a que se mostrou mais promissora para a implementação do projeto, uma vez que com o mesmo investimento e custos fixos anuais, ela apresentou maior receita até a operação na capacidade instalada.

5 CONCLUSÃO

Nesse capítulo são apresentadas as conclusões relativas ao estudo realizado e sugestões para trabalhos futuros. No presente trabalho, o cenário identificado no estado do Rio de Janeiro foi de falta de estrutura no gerenciamento do RSU. Apesar da existência das Políticas Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos (PNRS e PERS), ainda existem muitas limitações no gerenciamento do RSU. Essas limitações são exemplificadas pela falta de coleta para 100 % da população, baixo índice de municípios com coleta seletiva, baixo índice de reciclagem – 2 % dos RSUs são reciclados (SEA, 2013) – e reaproveitamento energético praticamente nulo. Em contraste a esse cenário, identificou-se a Alemanha como um modelo. O país recupera cerca de 32 % dos RSUs para geração de energia (KAZA *et al.*, 2018).

Foi gerada uma superestrutura que representa fluxogramas alternativos para a produção de energia a partir de RSU. O fluxograma mais promissor para o estado do Rio de Janeiro identificado, por meio do método heurístico, utiliza a tecnologia de combustão sendo composto pela sequência dos subsistemas: SSF, TMC, SRG, SS, SPTQ, TC, CCT. Essa tecnologia apresenta rendimento de 1,49 MWh por tonelada de RSU e potencial de gerar 9.575.000 MWh por ano a partir do RSU coletado no estado do Rio de Janeiro, correspondendo à 61 % da demanda energética da capital.

A avaliação econômica preliminar realizada para o fluxograma mais promissor, mostrou que o processo é inviável do ponto de vista de um investimento privado – apresentando VPL e TIR negativos – para as quatro regiões estudadas. No entanto, avaliando os benefícios que um projeto de recuperação energética e material do RSU podem gerar, foi estabelecido o preço mínimo de tratamento do RSU em 2020 como 213,03 reais por tonelada na Região do Médio Paraíba, de modo que o projeto não traga prejuízos no investimento.

Ao se considerar o segundo cenário – que analisa o plástico sendo separado e encaminhado para reciclagem mecânica – a análise apresenta um desafio na etapa de TMC, por não se ter na literatura revisada dados dessa triagem. Foi assumida a premissa de que a triagem considerando o plástico tem investimento e custos anuais 5 vezes maiores que a triagem considerando apenas vidro e metal. Esse cenário apresentou resultado melhor que o primeiro, no entanto, ainda inviável do ponto de vista de um investimento privado. Com isso, o preço mínimo encontrado para o tratamento do RSU,

que resulte em VPL nulo, foi de 138,26 reais por tonelada para a Região do Médio Paraíba, evidenciando o melhor resultado desse cenário em relação ao primeiro.

Conclui-se que o melhor tratamento para o RSU no estado do Rio de Janeiro é a combustão, sendo necessário uma etapa de triagem mecânica complexa separando o vidro e o metal para venda para reciclagem e o plástico para a reciclagem mecânica. A capacidade instalada indicada dentre as estudadas foi a de 400.000 toneladas de RSU por ano, com taxa de ocupação seguindo a da Região do Médio Paraíba, que alcançou 100 % após 12 anos de operação, como apresentado na Figura 4.2. No entanto, esse cenário apresenta como barreira o rendimento energético, que será menor devido ao encaminhamento do plástico para reciclagem, sendo que ele representa a fração com maior poder calorífico do RSU.

Além dessa barreira, outras se destacam, como os elevados custos de investimento e operação, que levam a falta de competitividade no setor elétrico (FREITAS *et al.*, 2017). Leilões específicos para geração de energia a partir de incineração de RSU seria uma forma de contornar essa barreira. Outro desafio é a não existência de uma planta comercial em operação no Brasil, o que gera a necessidade de fortalecimento na cadeia de suprimentos e serviços e em capacitação, principalmente, para o controle de emissões de dioxinas e furanos, agentes cancerígenos (FREITAS *et al.*, 2017). Isso acarreta a barreira cultural uma vez que a população pode ir contra a implantação devido a possível contaminação e associações de reciclagem e catadores, por acreditarem em uma menor disponibilidade de materiais para eles (FREITAS *et al.*, 2017). No entanto, o projeto traz benefícios sociais e ambientais, tais como geração de emprego, aumento na vida útil de aterros sanitário e controlado, possibilidade de diminuição de destinações inadequadas e diminuição de gases de efeito estufa.

5.1. SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS

A seguir são apresentadas as sugestões para trabalhos futuros:

1. realizar um estudo mais aprofundado para os parâmetros identificados na análise de sensibilidade: preço de energia e plástico reciclado. Os preços devem ser estudados a fim de permitir a utilização de outros métodos de extrapolação além da extrapolação histórica utilizada, e levando em consideração o cenário do mercado;

2. fazer um estudo da triagem mecânica complexa, a fim de compreender seus principais gargalos e motivos para não aplicação desse método no Brasil em substituição da triagem manual. Possibilitando também gerar dados econômicos mais confiáveis dessa etapa fundamental para a aplicação da reciclagem mecânica;
3. levantar e quantificar os benefícios sociais e ambientais gerados pela implantação de um projeto de recuperação energética e material de RSU. Contabilizando esses benefícios no estudo de viabilidade a fim de estudar de forma quantitativa a viabilidade macroeconômica do projeto;
4. montar um modelo matemático considerando aspectos tecnológicos, ambientais, sociais e econômicos, e definir uma metodologia de otimização e função objetivo, para então implementar uma rotina computacional para otimização da superestrutura encontrada e definir o fluxograma ótimo do processo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCOBRE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO COBRE). **Anuário Brasileiro do Cobre 2016**. São Paulo: ABCOBRE, nov. 2016. Disponível em: <<http://www.abcobre.org.br/conteudos/anuario-brasileiro-cobre.html>> Acesso em 16 dez. 2019.

ABIPLAST (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO). **Perfil 2017**. São Paulo: ABIPLAST, 2018. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/publicacoes/>> Acesso em 25 dez. 2019.

ABIPLAST (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO). **Perfil 2018**. São Paulo: ABIPLAST, 2019. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/publicacoes/>> Acesso em 25 dez. 2019.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR-10004**: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 63p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR-13230**: Embalagens e acondicionamentos plásticos recicláveis - Identificação e simbologia. Rio de Janeiro: ABNT, 2008. 8p.

ABRELPE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. [S.l.]: ABRELPE, 2018. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>> Acesso em 03 set. 2018.

ABRELPE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**. [S.l.]: ABRELPE, 2019. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>> Acesso em 14 nov. 2019.

ACSELRAD, Henri. Discursos da sustentabilidade urbana. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, [S.l.], n. 1, p. 79 - 90, Maio 1999.

ALMEIDA, Ronei de. **Aplicação de cal e nanofiltração no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**: avaliação tecnológica e estimativa de custos. 2018. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2018.

AL-SALEM, S. M.; LETTIERI, Paola; BAEYENS, Jan. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. **Waste management**, v. 29, n. 10, p. 2625-2643, 2009.

AMBEV. **Relatório Anual e de Sustentabilidade 2017**. [S.l.]: AMBEV, out. 2018. Disponível em: <<http://ri.ambev.com.br>> Acesso 21 jan. 2019.

AMBEV. **Relatório Anual e de Sustentabilidade 2018**. [S.l.]: AMBEV, maio 2019. Disponível em: <<http://ri.ambev.com.br>> Acesso 2 jan. 2020.

ANCAT (ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS CATADORES E CATADORAS DE MATERIAIS RECICLÁVEIS). **Anuário da Reciclagem 2017 – 2018**. 2019. Disponível em <ancat.org.br> Acesso em 13 jan. 2020.

ANEEL (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA). **Leilão A-6 de 2017 tem seus dois últimos lotes homologados**, abr. 2018. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/sala-de-imprensa/-/asset_publisher/zXQREz8EVIZ6/content/id/16504035> Acesso em 20 jan. 2019.

APA (AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE). **Guia de Classificação de Resíduos**, [S.l.]: APA, out. 2017. Disponível em: <<https://apambiente.pt/>> Acesso em 15 dez. 2019.

APC (AGILE PROCESS CHEMICALS), **Agile Process Chemicals LLP**. 2018. Página inicial. Disponível em:<<http://pyrolysisplant.com/>> Acesso em: 19 dez 2018.

APC (AGILE PROCESS CHEMICALS), **Agile Process Chemicals LLP**. 2019. Pyrolysis Plants. Disponível em: <<https://www.pyrocratsystems.com/pyrolysis-plants.html>> Acesso em: 2 jan. 2020.

ARENA, Umberto. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. **Waste management**, [S.l.], v. 32, n. 4, p. 625-639, abr. 2012.

AZNAR, María P.; CABALLERO, Miguel A.; SANCHO, Jesús A.; FRANCÉS, E. Plastic waste elimination by co-gasification with coal and biomass in fluidized bed with air in pilot plant. **Fuel Processing Technology**, v. 87, n. 5, p. 409-420, 2006.

B&W (BABCOCK & WILCOX POWER GENERATION GROUP). **Palm Beach Renewable Energy Facility No. 2: Solid Waste Authority of Palm Beach County**. 2014. Disponível em <<https://swa.org/Facilities/Facility/Details/Renewable-Energy-Facility-2-11>> Acesso em 30 jan 2020

BACONGUIS, Beau. **Stemming the Plastic Flood**: Increasing restrictions and prohibitions on Single-use Plastics (SUPs) Worldwide. A Break Free from Plastic Movement Report. [S.l.], abr. 2018. Disponível em <<https://www.breakfreefromplastic.org/reports/>> Acesso em 27 dez. 2019

BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Cotação**, jan. 2020. Disponível em: <<https://www.bcb.gov.br/>> Acesso em 15 jan. 2020.

BERGSMA, Geert. Chemical recycling and its CO₂ reduction potential. In: Chemical Recycling - The missing Piece to Plastics Circularity, 2019, Alemanha, **Event Summary**. Alemanha: Adobe Spark, 2019. 18 slides. Disponível em <<https://spark.adobe.com/page/UFg6AAbGHYsdR/>> Acesso em 06 jan. 2020.

BHOI, Prakashbhai R.; HUHNE, Raymond L.; KUMAR, Ajay; INDRAWAN, Natarianto; THAPA, Sunil. Co-gasification of municipal solid waste and biomass in a commercial scale downdraft gasifier. **Energy**, v. 163, p. 513-518, 2018.

BNDES. **BNDES Finem - Saneamento ambiental e recursos hídricos**. 2019. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/produto/bndes-finem-saneamento-ambiental-recursos-hidricos>> Acesso em: 18 jan. 2020.

BRASIL. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em 23 ago 2018.

BRUMMER, Vladimir; JURENA, Tomas; HLAVACEK, Viliam; OMELKOVA, Jirina; BEBAR, Ladislav; GABRIEL, Petr; STEHLIK, Petr. Enzymatic hydrolysis of pretreated waste paper–Source of raw material for production of liquid biofuels. **Bioresource technology**, [S.l.], v. 152, p. 543-547, nov. 2013.

BUARQUE, Cristovam. **Avaliação econômica de projectos**: uma apresentação didática. 25. ed. Elsevier Editora, 1984. 266 p.

CARROLL, Patrick. **First Fire on the Horizon**: An update on the Palm Beach Renewable Energy Facility as it nears commercial operation in 2015. Weston (EUA): SWANA Florida Chapter Summer Conference, 2014. 26 slides.

CARVALHO, Mariana Xavier Sans de. **Equipamentos de fragmentação**: uma revisão avaliando circuitos alternativos para a moagem de finos. 2012. Monografia

(Especialização em Engenharia de Recursos Minerais) - Departamento De Engenharia De Minas, Escola De Engenharia Da Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.

CEMPRE (COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM). **Cempre Informa**: preço dos materiais recicláveis, [S.l.]: CEMPRE, jun. 2019b. Disponível em: < <http://cempre.org.br/cempre-informa/id/115/preco-dos-materiais-reciclaveis>> Acesso em 13 jan. 2020.

CEMPRE (COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM). **Cempre Review 2019**, [S.l.]: CEMPRE, jan. 2019a. Disponível em: <<http://cempre.org.br/servico/eventos>> Acesso em 21 jan. 2019a.

CEMPRE (COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM). **Fichas Técnicas - PNEUS**, [S.l.]: CEMPRE, nov. 2014. Disponível em: <<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica>> Acesso em 21 jan. 2019.

CEWEP (CONFEDERATION OF EUROPEAN WASTE-TO-ENERGY PLANTS). **Waste-to-Energy Plants in Europe in 2017**. [S.l.]: CEWEP, 2017. Disponível em: < <https://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2019/04/EU-Map-2017-WtE.pdf>>. Acesso em 20 dez. 2019.

CHEMICAL ENGINEERING. Economic Indicators. **Chemical Engineering**. New York (EUA), v.119, n. 13, p. 64, dez. 2012.

CHEMICAL ENGINEERING. Economic Indicators. **Chemical Engineering**. New York (EUA), v.127, n. 1, p. 52, jan. 2020.

CHEN, Dezhen; YIN, Lijie; WANG, Huan; HE, Pinjing. Reprint of: pyrolysis technologies for municipal solid waste: a review. **Waste management**, [S.l.], v. 37, p. 116-136, 2015.

CHRISTIAN, Archer H.; EVANYLO, Gregory K.; PEASE, James W. **On-Farm Composting**: A Guide to Principles, Planning and Operations. Virgínia (EUA): Virginia Polytechnic Institute and State University, 1997.

COMISSÃO EUROPEIA. Decisão da Comissão de 18 de dezembro de 2014. Altera a Decisão 2000/532/CE relativa à lista de resíduos em conformidade com a Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho. **Jornal Oficial da União Europeia**, Bruxelas, 30 dez. 2014. Disponível em: < <https://op.europa.eu/pt/publication-detail/-/publication/bb120f99-8ff5-11e4-b8a5-01aa75ed71a1/language-pt>>. Acesso em:

COUTO, Nuno Dinis; SILVA, Valter Bruno; ROUBOA, Abel. Assessment on steam gasification of municipal solid waste against biomass substrates. **Energy conversion and management**, v. 124, p. 92-103, 2016.

CPHEEO (CENTRAL PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING ORGANISATION). **Municipal Solid Waste Management Manual Part II: The Manual**. 2016. New Delhi (India): CPHEEO, 2016. Disponível em: <<http://cpheeo.gov.in/cms/manual-on-municipal-solid-waste-management-2016.php>> Acesso em 15 dez. 2019.

CRUZ, Carolina. Sem horário de verão, consumo de energia cresceu 7% em novembro no DF. **G1**, Distrito Federal, 16 dez. 2019. Disponível em: <https://g1.globo.com/df/distrito-federal/noticia/2019/12/16/sem-horario-de-verao-consumo-de-energia-cresceu-7percent-em-novembro-no-df.ghtml?fbclid=IwAR3YqAQ5RZBsYfJ5McD_UN0pj0SCbBfOJGoGNaO2-3y7nwZrm-L_81B7prw>. Acesso em 20 dez. 2019.

D'AMBRIÈRES, Woldemar. Plastics recycling worldwide: current overview and desirable changes. **Field Actions Science Reports**, n. Special Issue 19, p. 12-21, 2019.

DATARIO **Total do lixo domiciliar coletado, por ano, segundo Áreas de Planejamento (AP), Regiões de Planejamento (RP) e Regiões Administrativas (RA) no Município do Rio de Janeiro entre 1990-2014**. Informações sobre a cidade do Rio de Janeiro. [s.d.] Disponível em: <<http://www.data.rio/datasets/total-do-lixo-domiciliar-coletado-por-ano-segundo-%C3%A1reas-de-planejamento-ap-regi%C3%B5es-de-planejamento-rp-e-regi%C3%B5es-administrativas-ra-no-munic%C3%ADpio-do-rio-de-janeiro-entre-1990-2014>>. Acesso em: 6 jan. 2020

DE LUCA BONTURI, Guilherme; VAN DIJK, Michel. Instalação de biodigestores em pequenas propriedades rurais: análise de vantagens socioambientais. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**, [S.l.], v. 8, n. 2, p.88-95, out. 2012.

DEMIRBAS, Ayhan; ARIN, Gönenç. An overview of biomass pyrolysis. **Energy sources**, [S.l.], v. 24, n. 5, p. 471-482, Maio 2002.

DOUGLAS, James M.: **The Conceptual Design of Chemical Processes**. Nova York: McGraw-Hill. 1988.

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY). **Municipal waste recycled and composted in Europe**. [S.l.]: EEA, nov. 2019. Disponível em <<https://www.eea.europa.eu/themes/waste/waste-management>> Acesso em 14 dez 2019.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, **Economia circular**. [S.l.], 2017. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular-1/conceito>> Acesso em 27 dez. 2019.

ENERKEM. **W2C Rotterdam project welcomes Shell as partner**, [S.l.] mar. 2019. Disponível em: <<https://enerkem.com/news-release/w2c-rotterdam-project-welcomes-shell-as-partner/>> Acesso em 06 jan. 2020.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). U. S. **Anaerobic Digestion Facilities Processing Food Waste in the United States in 2015: Survey Results**. 2018. Disponível em: <<https://www.epa.gov/>> Acesso em 14 jan 2019

EPE (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA). **Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2017**: ano base 2016. [S.l.]: EPE, 2017. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>> Acesso em 16 jan. 2019

EPE (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA). **Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2018**: ano base 2017. [S.l.]: EPE, 2018. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>> Acesso em 16 jan 2019

EPE (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA). **Informe: Leilões de Geração de Energia Elétrica**. [S.l.]: EPE, 2019. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>> Acesso em 14 jan 2020

ESPIRITO SANTO FILHO, Francisco do. **Estimativa do aproveitamento energético do biogás gerado por resíduos sólidos urbanos no Brasil**. 2013. Tese (Doutorado) – Programa de Pós graduação em Energia, Universidade de São Paulo. 2013.

EUROPEAN COMMISSION. **Integrated Pollution Prevention and Control Reference: Document on the Best Available Techniques for Waste Treatments Industries**. Bruxelas: European Commission, 2006b.

EUROPEAN COMMISSION. **Integrated Pollution Prevention and Control: Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration.**, Bruxelas, European Commission, 2006a.

EUROSTAT. **Municipal waste statistics: Statistics Explained**. [S.l.]: EUROSTAT, jun. 2019. Disponível em: <<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/10360.pdf>> Acesso em 19 dez. 2019.

FERREIRA, Bernardo Ornelas. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás**. 2015. Dissertação (Mestrado) – Programa De Pós-Graduação Em Saneamento, Meio Ambiente E Recursos Hídricos, Escola de Engenharia da Universidade Federal De Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LAW, Kara Lavender. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science advances**, v. 3, n. 7, p. e1700782, 2017.

GIBBS, A.; ELLIOTT, T.; VERGUNST, T.; BALLINGER, A.; HOGG, D.; GENTIL, E.; FISCHER, C.; BAKAS, I.; RYBERG, M. **Development of a modelling tool on waste generation and management** — Appendix 1: Baseline report, Final report for the European Commission DG Environment under Framework Contract No ENV.C.2/FRA/2011/0020. 2014.

GRÄTER, Stefan. The ChemCycling project – from plastic waste to high quality products: An innovative contribution to plastics recycling. In: Chemical Recycling - The missing Piece to Plastics Circularity, 2019, Alemanha, **Event Summary**. Alemanha: Adobe Spark, 2019 11 slides. Disponível em <<https://spark.adobe.com/page/UFg6AAbGHYsdR/>> Acesso em 06 jan. 2020.

HOGG, Dominic.; FAVOINO, Enzo; NIELSEN, Nick; THOMPSON, Jo; WOOD, Kalen; PENSCHKE, Alexandra; ECONOMIDES, Dimitris; PAPAGEORGIOU, Sophia . **Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste** - Final Report to the European Commission. Bristol (RU): Eunomia Research & Consulting, 2002. Disponível em: <https://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/econanalysis_finalreport.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2020

HOMRICH, A. S.; CASAROTTO FILHO, N. Análise comparativa de investimentos no setor elétrico: implantações de pequenas centrais hidrelétricas x linhas de transmissão. **XXVI ENEGEP. Anais. Fortaleza**, 2006.

HOORNWEG, Daniel; BHADA-TATA, Perinaz. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**. Washington, DC: World Bank, 2012. (Urban development series; knowledge papers no. 15)

HOPEWELL, Jefferson; DVORAK, Robert; KOSIOR, Edward. Plastics recycling: challenges and opportunities. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2115-2126, 2009.

IBGE. **Estimativas da População**. Downloads das estimativas ano a ano. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=17283&t=downloads>. Acesso em: 11 jan. 2020

IBGE. **Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo - IPCA**. Downloads das estimativas ano a ano. 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/precos-e-custos/9256-indice-nacional-de-precos-ao-consumidor-amplo.html?t=series-historicas>. Acesso em: 13 jan. 2020

IBOPE INTELIGÊNCIA. Desinformação é maior dificuldade para a reciclagem no Brasil. **Ibope Inteligência**, jun. 2018. Disponível em: <http://www.ibopeinteligencia.com/noticias-e-pesquisas/desinformacao-e-maior-dificuldade-para-a-reciclagem-no-brasil/> Acesso em 27 set 2018.

IONESCU, Gabriela. **Critical analysis of pyrolysis and gasification applied to waste fractions with growing energetic content**. 2012. Tese (Doutorado) - Mobility fund of Doctoral School in Environmental Engineering XXV Cycle, University of Trento, 2012.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), **Summary for policymakers**. In: METZ, B. *et al.* (Eds.). *Climate change 2007: mitigation; contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge (RU) e Nova York (EUA): Cambridge University Press, 2007c. p. 1-23. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg3-spm-1.pdf> >. Acesso em: 11 fev. 2019.

IPEA (INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA). **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília: IPEA, 2012.

IRENA (International Renewable Energy Agency). *Bioenergy Data*. 2019. Disponível em <https://www.irena.org/bioenergy> Acesso em: 24 fev. 2020.

ISTOÉ. São Martinho vende 177 GWh no leilão A-6. **ISTOÉ**, out. 2019. Disponível em: <https://istoe.com.br/sao-martinho-vende-177-gwh-no-leilao-a-6/> Acesso em 17 jan. 2020.

ISWA (INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION). **Waste-to-Energy: State-of-the-Art-Report**. 6. ed., [S.l.], 2012.

JAMBECK, Jenna R; GEYER, Roland; WILCOX, Chris; SIEGLER, Theodore R.; PERRYMAN, Miriam; ANDRADY, Anthony; NARAYAN, Ramani; LAW, Kara

Lavender. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.

KALOGIROU, Efstratios N. **Waste-to-Energy technologies and global applications**. Boca Raton (EUA): CRC Press, 2018. 244p.

KARAGIANNIDIS, Avraam. **Waste to energy: Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies**. London: Springer, 2012.

KAZA, Silpa; YAO, Lisa; BHADA-TATA, Perinaz; VAN WOERDEN, Frank. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Urban Development Series. Washington, DC: World Bank, 2018.

KHAN, M. Rashid. **Clean energy from waste and coal**. Washington, DC: American Chemical Society, 1992. (ACS Symposium series)

KITTO JR, J. B.; FICK, M. D.; HINER, L. A.; ARVAN, W. J.; SCHAUER, R. H. **World-Class Technology for the Newest Waste-to-Energy Plant in North America** – Palm Beach Renewable Energy Facility No. 2 Orlando (EUA): The Babcock & Wilcox Company, Palm Beach Resource Recovery Corporation and Solid Waste Authority of Palm Beach County, Dez. 2016.

LI, Sujing; ZHANG, Xiaonan; ANDRESEN, John M. Production of fermentable sugars from enzymatic hydrolysis of pretreated municipal solid waste after autoclave process. **Fuel**, v. 92, n. 1, p. 84-88, 2012.

LIU, H. Biomass fuels for small and micro combined heat and power (CHP) systems: resources, conversion and applications. In: **Small and Micro Combined Heat and Power (CHP) Systems**. Woodhead Publishing, 2011. p. 88-122.

LOMBARDI, Lidia; CARNEVALE, Ennio; CORTI, Andrea. A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. **Waste management**, Nova York, v. 37, p. 26-44, dez. 2014.

LUZ, Fábio Codignole; ROCHA, Mateus Henrique; LORA, Electro Eduardo Silva; VENTURINI, Osvaldo José; ANDRADE, Rubenildo Vieira; LEME, Marcio Montagnana Vicente; OLMO, Oscar Almazánel. Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. **Energy Conversion and Management**, [S.l.], v. 103, p. 321-337, 2015.

MANSUY, Michaël. Chemical Recycling: A Waste Management Perspective. In: **Chemical Recycling - The missing Piece to Plastics Circularity**, 2019, Alemanha, **Event**

Summary. Alemanha: Adobe Spark, 2019. 13 slides. Disponível em <<https://spark.adobe.com/page/UFg6AAbGHYsdR/>> Acesso em 06 jan. 2020.

FREITAS, Marcos Aurélio Vasconcelos de; BUFONI, André Luiz; GOBBI, Clarice Neffa; STILPEN, Daniel Vasconcellos de Sousa; FARIA, Glaucio Vinicius; OLIVEIRA, Luciano Basto; OLIVEIRA, Luiz Gustavo Silva de; BARRETO, Renata da Costa; RIBAS, Rodrigo Pacheco. Modelagem setorial de opções de baixo carbono para o setor de gestão de resíduos. 1. ed. Brasília_DF: **Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações**, ONU Meio Ambiente, 2017. v. Único. 278p.

MICHAELS, Ted; KRISHNAN, Karunya. **Energy Recovery Council: 2018 Directory of Waste-to-Energy Facilities.** [S.l.]: Energy Recovery Council, out. 2018. Disponível em: <<http://energyrecoverycouncil.org/downloads/>> Acesso em 20 dez. 2019.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Anuário Estatístico do Setor de Transformação de Não Metálicos.** Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2018. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/geologia-mineracao-e-transformacao-mineral/publicacoes/anuario-estatistico-do-setor-metalurgico-e-do-setor-de-transformacao-de-nao-metalicos>> Acesso em 27 set 2018.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Anuário Estatístico do Setor Metalúrgico.** Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2016. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/geologia-mineracao-e-transformacao-mineral/publicacoes/anuario-estatistico-do-setor-metalurgico-e-do-setor-de-transformacao-de-nao-metalicos>> Acesso em 16 dez 2019.

NEUWAHL, F.; CUSANO, G.; GÓMEZ BENAVIDES, J.; HOLBROOK, S.; ROUDIER, S., **Best Available Techniques (BAT): Reference Document for Waste Incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control).** Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2019.

PEDROZA, Marcelo Mendes; GOMES, Magda Cristina Ferreira De Araujo; PAZ, Elaine Cunha Da Silva; PEDROSA, Argemiro Lima; VIEIRA, Gláucia Eliza Gama; SOARES, João Evangelista Marques. Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos em processo de pirólise. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, [S.l.], v. 6, n. 2, 2017.

PERLINGEIRO, Carlos Augusto G. **Biocombustíveis no Brasil: Fundamentos, Aplicações e Perspectivas.** 1. ed. Rio de Janeiro: Synergia, 2014. 357 p.

PERLINGEIRO, Carlos Augusto G.: **Engenharia de Processos: Síntese, Análise e Otimização de Processos Químicos.** 1. ed. Rio de Janeiro: Edgard Blucher, 2005.

PETERS, Max; TIMMERHAUS, Klaus; WEST, Ronald. **Plant Design and Economics for Chemical Engineers**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2003. 988 p.

PIATTI, Tania Maria; RODRIGUES, Reinaldo Augusto Ferreira. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais**. Alagoas: Editora da Universidade Federal de Alagoas, 2005.

PINASSEAU, A.; ZERGER, B.; ROTH, J.; CANOVA, M.; ROUDIER, S. **Best Available Techniques (BAT): Reference Document for Waste treatment Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)**. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2010**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2010. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2011**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2011. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2012**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2012. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2013**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2013. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2015**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2015. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2017**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2017. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2019**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2018. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>. Acesso em: 6 jan. 2020.

PLASTIVIDA. **Monitoramento dos Índices de Reciclagem Mecânica de Plásticos no Brasil 2013**: ano base 2012. São Paulo, 2013. Disponível em: <plastivida.org.br> Acesso em: 13 jan. 2020.

POLYSTYVERT INC. Roland Côté. **Processes for recycling polystyrene waste**. U.S. Patent Application n. 15/515,817, 19 out. 2017.

PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. **Comlurb e a Coleta Seletiva no Rio de Janeiro**, jun. 2018. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/web/comlurb/exibeconteudo?id=4380174#>> Acesso em 07 jan. 2020.

RAGAERT, Kim; DELVA, Laurens; VAN GEEM, Kevin. Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. **Waste Management**, v. 69, p. 24-58, 2017.

RAMA, António Carlos Canaveira de Oliveira - Análise da viabilidade de produção de combustíveis derivados de resíduos. Lisboa: ISCTE, 2010. Dissertação de mestrado.

RIBEIRO, Sérgio Guerreiro. Geração de Energia Elétrica com Resíduos Sólidos Urbanos - Usinas "Waste-to-Energy". **WtERT - Brasil**. [S.l.], 2010. <<http://wtert.com.br/2010/07/19/usinas-lixo-energia-no-brasil/>> Acesso em 23 dez. 2018.

ROGOFF, Marc J.; SCREVE, Francois. **Waste-to-energy: technologies and project implementation**. 2. ed. Waltham (EUA): William Andrew, 2011.

RUJ, Biswajit; PANDEI, Vivek; JASH, Priyajit; SRIVASTAVA, V K. Sorting of plastic waste for effective recycling. **International Journal of Applied Science and Engineering Research**, v. 4, n. 4, p. 564-571, 2015.

SEA (SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE). **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro (PERS)**: Relatório Síntese, Rio de Janeiro: Secretaria de Estado do Ambiente, 2013. Disponível em: <<http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=1941406>> Acesso em 02 set 2018.

SEIDER, Warren; Seader J.D.; LEWIN, Daniel R.; WIDAGDO; Soemantri. **Product and Process Design Principles**. 3. ed. Westford: John Wiley. 2009.

SILVA, Sandro Pereira. **Texto para Discussão (TD) 2268**: A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da economia solidária. Rio de Janeiro: IPEA, jan. 2017.

SILVA, Vanessa Dal-Bó. **Potencialidades para o aproveitamento de biomassa de casca de café robusta para a geração de energia**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Energia, Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

SILVEIRA, Evanildo da. Reciclagem de pneus: Dois projetos criam alternativas para o reaproveitamento da borracha. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, n. 246, p. 78 - 79, ago. 2016. Disponível em: <<https://revistapesquisa.fapesp.br/2016/08/19/reciclagem-de-pneus/>> Acesso em 02 jan. 2020.

SIMON, Joan Marc; MARTIN, Sarah. **Zero Waste Europe** "El Dorado of Chemical Recycling - State of play and policy challenges". [S.l.]: Zero Waste Europe, 2019. Disponível em < <https://zerowasteurope.eu/downloads/el-dorado-of-chemical-recycling-state-of-play-and-policy-challenges/> > Acesso em 06 jan. 2020.

SINDIPLAST. **Tipos de Plásticos**. [s.d.] Disponível em: <<http://www.sindiplast.org.br/tipos-de-plasticos>>. Acesso em: 26 dez. 2019.

SINIR (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS). **Acordo Setorial de Embalagens em Geral**. [S.l.]: SINIR, 2015. Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br>> Acesso em 21 set 2018.

SINIR (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS). **Relatório Técnico Acordo Setorial de Embalagens em Geral**. [S.l.] SINIR, 2017. Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br>> Acesso em 29 nov 2018.

SIQUIRJ (SINDICATO DA INDÚSTRIA DE PRODUTOS QUÍMICOS PARA FINS INDUSTRIAIS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO). **Convenções Coletivas de Trabalho**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <http://siquirj.com.br/convencoes-coletivas-de-trabalho/> Acesso em 15 jan. 2020.

SNIS (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO). **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018**. Brasília: SNS/MDR 2019. Disponível em <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos>> Acesso em 20 dez. 2019.

SOUZA, Gláucia Cardoso de; GUADAGNIN, Mário Ricardo. Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos domiciliares: o método de quarteamento na definição da composição gravimétrica em Cocal do Sul - SC. In: SEMINÁRIO REGIONAL SUL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. 3., 2009. Caxias do Sul. **Anais...** Caxias do Sul, RS: ABES, 2009.

SUN, Ye; CHENG, Jiayang. Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review. **Bioresource technology**, [S.l.], v. 83, n. 1, p. 1-11, 2002.

TAKAMATSU, Takeichiro. The nature and role of process systems engineering. **Computers & Chemical Engineering**, Kyoto (Japão), v. 7, n. 4, p. 203-218, 1983.

TOWLER, Gavin; SINNOTT, Ray. Chemical engineering design: principles, practice and economics of plant and process design. Waltham (EUA): Butterworth-Heinemann (Elsevier), 2012.

TURTON, Richard; BAILIE, Richard C.; WHITING, Wallace B.; SHAEIWITZ, Joseph A; BHATTACHARYYA, Debangsu. **Analysis, Synthesis And Design Of Chemical Processes**. 4. ed. Prentice Hall, 2012.

VATAVUK, William M. Updating the CE Plant Cost Index. **Chemical Engineering**. New York (EUA), v.109, n. 1, p. 62-70, jan. 2002

VIRIDOR. **Ground-breaking South West project sees Viridor power plastic recycling with non-recyclable waste**. [S.l.], Maio 2019. Disponível em <<https://www.viridor.co.uk/who-we-are/latest-news/2019-news/avonmouth-plastic-recycling-announcement/>> Acesso em 01 fev. 2020.

WANG, Hui; WANG, Lijun; SHAHBAZI, Abolghasem. Life cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 87, p. 511-519, jan. 2015.

WCED (WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT), **Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future**. [S.l.], 1987. 300p. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/milestones/wced>> Acesso em 12 ago. 2018.

WRAP (WASTE AND RESOURCES ACTION PROGRAMME), **Final Report: A financial assessment of recycling mixed plastics in the UK**. [S.l.], 2009. 48p. Disponível em: < <https://www.wrap.org.uk/>> Acesso em 20 jan. 2020

ZAKON, Abraham; PESSOA, Fernando Luiz Pellegrini. As engenharias de processo, projeto e processos químicos industriais. In: COBENGE - Congresso Brasileiro de Educação em Engenharia, 28., 2000, Ouro Preto. **Anais eletrônicos...**, Ouro Preto: ABENGE, 2000. Disponível em: <<http://www.abenge.org.br/cobenge/arquivos/19/artigos/068.PDF>>. Acesso em 03 jan 2019

APÊNDICE A - PLANILHA COM O FC DO PRIMEIRO CENÁRIO PARA AS QUATRO REGIÕES

Tabela A.0.1 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do primeiro cenário para as Baixadas Litorâneas

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	154	166	179	192	206	221	236	252	268	285	303	321	340	359	379	400	422	435	446	457	468	479	800
Receitas	0	0	0	154	166	179	192	206	221	236	252	268	285	303	321	340	359	379	400	422	435	446	457	468	479	490
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	309
Saídas	412	1.031	618	334	336	337	339	340	342	344	345	347	349	350	352	354	357	365	373	382	386	390	394	398	401	405
CV	0	0	0	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289	289
CF	0	0	0	45	47	48	50	52	53	55	56	58	60	61	63	65	67	68	70	72	72	72	72	72	72	72
IF	350	876	526	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	62	155	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	14	21	25	29	33	36	40	44
FC	-412	-1.031	-618	-180	-170	-158	-146	-134	-121	-108	-93	-79	-63	-48	-31	-14	2	15	27	40	48	56	63	70	78	394

Tabela A.0.2 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do primeiro cenário para o Norte Fluminense

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	154	164	175	187	199	211	224	237	250	264	278	293	308	324	334	344	353	362	371	381	390	399	686
Receitas	0	0	0	154	164	175	187	199	211	224	237	250	264	278	293	308	324	334	344	353	362	371	381	390	399	409
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	277
Saídas	370	924	554	293	294	295	296	297	298	299	300	301	302	304	305	307	313	317	320	323	326	329	332	336	339	342
CV	0	0	0	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247
CF	0	0	0	45	46	47	49	50	51	52	53	54	55	56	58	59	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
IF	314	785	471	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	55	139	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	9	12	15	19	22	25	28	31	34
FC	-370	-924	-554	-139	-129	-119	-109	-98	-87	-75	-63	-51	-38	-25	-12	1	11	18	24	30	36	42	48	54	61	344

Tabela A.0.3 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do primeiro cenário para o Médio Paraíba

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	135	143	152	162	171	181	191	202	212	223	234	245	253	260	267	275	282	290	297	305	312	319	569
Receitas	0	0	0	135	143	152	162	171	181	191	202	212	223	234	245	253	260	267	275	282	290	297	305	312	319	327
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	242
Saídas	323	808	485	245	246	247	247	248	249	250	251	251	252	253	254	254	256	258	261	263	266	268	271	274	276	279
CV	0	0	0	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205
CF	0	0	0	40	40	41	42	43	44	44	45	46	47	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
IF	275	687	412	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	48	121	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	7	10	12	15	17	20	22	25
FC	-323	-808	-485	-111	-103	-94	-86	-77	-68	-59	-49	-39	-29	-19	-9	-1	4	9	14	19	24	29	34	39	43	291

Tabela A.0.4 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do primeiro cenário para a Região Serrana

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045	
Entradas	0	0	0	126	134	142	150	159	167	176	185	195	204	214	224	234	245	255	266	277	289	297	305	312	319	569	
Receitas	0	0	0	126	134	142	150	159	167	176	185	195	204	214	224	234	245	255	266	277	289	297	305	312	319	327	
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	242	
Saídas	323	808	485	243	243	244	244	245	246	246	247	248	248	249	250	250	251	253	257	261	265	268	271	274	276	279	
CV	0	0	0	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205	205
CF	0	0	0	37	38	38	39	40	40	41	42	42	43	43	44	45	45	46	47	47	48	48	48	48	48	48	48
IF	275	687	412	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	48	121	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	8	12	15	17	20	22	25	
FC	-323	-808	-485	-117	-109	-102	-94	-86	-78	-70	-62	-53	-44	-35	-25	-16	-6	3	9	16	23	29	34	39	43	291	

APÊNDICE B - PLANILHA COM O FC DO SEGUNDO CENÁRIO PARA AS QUATRO REGIÕES

Tabela B.0.1 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do segundo cenário para as Baixadas Litorâneas

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	343	365	388	412	437	462	489	516	545	574	605	636	668	702	736	772	809	828	845	861	878	895	1.296
Receitas	0	0	0	343	365	388	412	437	462	489	516	545	574	605	636	668	702	736	772	809	828	845	861	878	895	911
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	385
Saídas	513	1.283	770	486	488	490	492	494	496	498	501	503	505	540	552	565	578	591	605	619	626	631	637	643	648	654
CV	0	0	0	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427	427
CF	0	0	0	0	59	61	63	65	67	70	72	74	76	78	80	83	85	87	90	92	94	95	95	95	95	95
IF	436	1.090	654	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	77	192	115	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	43	53	64	75	86	98	104	110	116	121	127	133
FC	-513	-1.283	-770	-143	-123	-102	-80	-57	-34	-9	16	42	69	64	84	104	124	145	167	190	203	214	224	235	246	642

Tabela B.0.2 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do segundo cenário para o Norte Fluminense

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	342	361	380	400	421	442	463	485	508	532	556	581	606	633	649	663	676	690	704	718	732	746	1.104
Receitas	0	0	0	342	361	380	400	421	442	463	485	508	532	556	581	606	633	649	663	676	690	704	718	732	746	759
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	345
Saídas	460	1.150	690	447	448	450	451	453	454	456	457	459	460	494	503	513	523	529	533	538	543	547	552	557	561	566
CV	0	0	0	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388	388
CF	0	0	0	59	61	62	64	65	66	68	69	71	72	74	75	77	79	79	79	79	79	79	79	79	79	79
IF	391	977	586	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	69	172	103	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	40	48	57	62	67	71	76	81	85	90	95	100
FC	-460	-1.150	-690	-105	-87	-69	-51	-32	-13	8	28	50	72	62	78	94	110	120	129	139	148	157	166	175	184	538

Tabela B.0.3 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do segundo cenário para o Médio Paraíba

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	300	315	330	346	362	379	396	413	431	449	468	486	497	508	519	530	541	552	563	574	585	596	909
Receitas	0	0	0	300	315	330	346	362	379	396	413	431	449	468	486	497	508	519	530	541	552	563	574	585	596	607
CGrecuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	302
Saídas	402	1.006	603	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410	430	437	441	445	448	452	456	460	463	467	471	475	478
CV	0	0	0	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349
CF	0	0	0	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
IF	342	855	513	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	60	151	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	25	29	33	36	40	44	48	52	55	59	63	67
FC	-402	-1.006	-603	-100	-87	-72	-57	-42	-27	-11	6	22	40	38	49	56	64	71	78	85	93	100	107	115	122	431

Tabela B.0.4 Planilha com o FC (em 10⁶ reais) do segundo cenário para a Região Serrana

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
Entradas	0	0	0	281	294	308	322	336	350	365	380	396	412	428	444	461	478	496	513	532	550	563	574	585	596	909
Receitas	0	0	0	281	294	308	322	336	350	365	380	396	412	428	444	461	478	496	513	532	550	563	574	585	596	607
CG recuperado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	302
Saídas	402	1.006	603	397	398	399	400	401	401	402	403	404	405	413	419	425	432	438	445	452	459	463	467	471	475	478
CV	0	0	0	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349	349
CF	0	0	0	49	49	50	51	52	53	53	54	55	56	57	58	59	59	60	61	62	63	63	63	63	63	63
IF	342	855	513	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG	60	151	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imposto de renda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	13	18	24	29	35	41	47	52	55	59	63	67
FC	-402	-1.006	-603	-116	-104	-91	-78	-65	-51	-37	-23	-8	7	15	25	35	46	57	68	80	92	100	107	115	122	431

APÊNDICE C - PROPOSTA DE ARTIGO PARA SUBMISSÃO

Clean Technologies and Environmental Policy

New procedure to MSW utilization: the Rio de Janeiro case study

Júlia Pancini de Oliveira^{1*}, Ana Mehl¹, Fernando Luiz Pellegrini Pessoa^{1,2}

¹ Federal University of Rio de Janeiro / Chemistry School, Rio de Janeiro – Brazil

² University Center SENAI CIMATEC

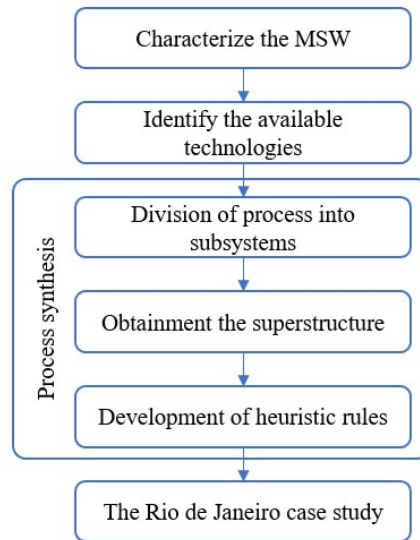
[*juliapancini@eq.ufrj.br](mailto:juliapancini@eq.ufrj.br)

Abstract

The increase in world population added to the growing consumption has led to an expansion in the generation of municipal solid waste (MSW), which makes the sustainable development of society impossible if neglected. Brazil implemented the National Solid Waste Policy in 2010 but not all of its guidelines were truly executed. There are still many dumps all over the country and the country doesn't provide collection services to the entire population. The National Policy foresees the hierarchy of waste management, according to which energy reuse from waste must be carried out before final disposal in landfills. However less than 1% of the waste generated in the country is used for energy production. Against this backdrop, Germany, for example, uses almost 32% of MSWs for power generation and less than 1% goes to dumps. Thus, this paper aims to identify the technologies available for bioenergy generation from MSW and propose a systematized procedure for quickly obtaining a promising flowchart for this use. Then, we conduct a case study identifying the MSW scenario in Rio de Janeiro state, applying the methodology. The most promising configuration was the combustion technology one, in which the state of Rio de Janeiro presented a high potential of 9,575,000 MWh per year, what would have the capacity to supply 61% of the state's energy demand.

Keywords: Municipal Solid Waste; Waste-To-Energy; Process Synthesis; Bioenergy.

Graphical Abstract:



1. Introduction

Generation and management of municipal solid waste (MSW) is a current development problem. Conservatively projecting the value calculated by the World Bank in 2016, i.e., considering the average generation per inhabitant constant over the years, it's estimated that in 2019 2.08 billion tons of MSW were generated in the world and also that this amount will probably rise to 3.40 billion tonnes per year by 2050 (Kaza et al., 2018). Due to the high volume of MSW generated, its management becomes a challenge to the countries. Among these challenges, there is the collection, the selective collect, reverse logistic and the final destination of the MSW. In countries of per capita income below \$ 1.025, only 39% of the MSW generated are collected, while in countries with income over \$ 12.476 this percentage is 96% (Kaza, et al., 2018). Brazil, a country with medium high income (between \$ 4.036 and \$ 12.475) (Kaza et al., 2018) collected 92% of the MSW generated in 2018 (ABRELPE, 2019).

The most used final dispositions worldwide are landfills, recycling, incineration, dumps and compost (Kaza et al., 2018). MSW is a problem especially due to the environmental impacts that its inappropriate final disposition leads, such as water pollution by the leachate and emission of greenhouse effect gases. However, the fact that incineration is among the main final dispositions shows that with the right management it is possible to transform the problem in an opportunity in terms of bioenergy.

Fig. 1 illustrates how the dispositions vary according to countries' income. High-income countries are the ones that most apply this energetic potential and the low-income

ones have the worst percentage application. The medium low-income countries (between \$1,026 and \$4,035) not even presenting significant percentage of MSW managed by incineration. Besides the energetic utilization, it is also possible to create value from MSW through recycling and compost, which is done mostly in high-income countries.

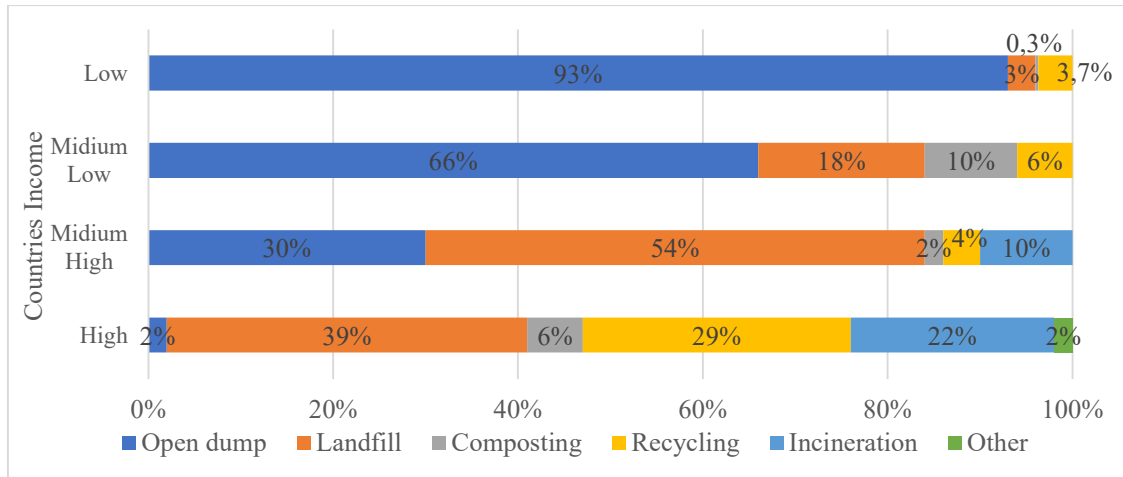


Fig. 1 Final destination of world MSW per countries income

Source: Kaza et al. (2018, p. 35)

There is a hierarchy on waste management aiming to prioritize final destinations with minimal impacts in society, public health and environment. According to this hierarchy, it must be given preference first to reduce waste production, secondly to reuse the waste generated and finally to the material recovery - and in this last one, recycling is preferred to compost and bio digestion. Solid waste that could not be recovered must be send to incineration with energy recovery. At last, only a minimum amount of reminiscent waste must be settle on landfills (Brazil, 2010). Brazilians National Solid Waste Policy, enplaned in 2010 foresees such hierarchy (Brazil, 2010), nevertheless, it hasn't been found updated data about the percentage of MSW used on Brazil's energy utilization. The former information shows that on 2012 the percentage was lower than 0.1% (Milanez; Massukado, 2012) and on 2017, 90,8% was sent to final disposition (dumps and landfills) (Kaza et al., 2018). The European Union (EU), on the other hand, reveals much more appropriate numbers compared to what the hierarchy stablishes. On 2018, the EU sent 46% of MSW to material recovery – recycling and compost – and 28% to energy recovery (Kaza et al. 2018). The United States (USA) are a positive reference too: 12.8% of its waste were sent to energy recovery (Bhoi et al., 2018).

Different processes are used worldwide to the utilization of MSW energy potential. These processes can be such as anaerobic digestion, pyrolysis, gasification and incineration (Neuwahl et al., 2018; Kaza et al., 2018). Each one of these methods produces products that can be used as bioenergy. Process synthesis, a part of process engineering, generates many possible flowcharts to lead to the bioenergy product starting from the raw material – the MSW. This set of possible flowcharts can be represented by a superstructure. With heuristic rules it is possible to get to a base flowchart for the process. (Seider et al., 2009).

After setting this preliminary information, we can say that this research, using the tools of process engineering - process synthesis, superstructures and heuristic rules - proposes, in a quick form a flowchart for the utilization of MSW in bioenergy. With a systematized procedure, we execute a case study of Rio de Janeiro state, bringing the proposal of a base flowchart.

2. Methodology

For the research, initially the MSW were identified and characterized. After that, the technologies for the generation of bioenergy from MSW available on scientific literature were identified and hierarchized. Using this data, through the theory of process synthesis, the process of MSW energy generation was divided into seven subsystems: source separation, mechanical screening, technology, particle size reduction, drying, chemical pre-treatment and conversion. Which one of these subsystems presents at least two states as alternatives to execute the process and, with that, we obtain 1.200 possibilities of flowcharts, represented in a superstructure.

Using the superstructure allied to the characterization of the MSW and the identified technologies, heuristic rules for the identification of the most promising flowchart were established. Then, we accomplished the case study of Brazilian state Rio de Janeiro, featuring the scenario of waste management in that region to identify the most promising flowchart for its characteristics. And it was identified the major difference from the flowcharts presents in the literature, which is the absence of source sorting resulting in the need for an additional complex mechanical screening.

3. Results e discussion

3.1. Municipal Solid Waste

Solid waste is the resultant material of human activity which no longer has any immediately utilization and so, is conducted to its final destination. This material has mostly the solid or semi-solid physical state, but gases placed in containers and liquid solutions unable to be sent in liquid bodies are considered solid waste too. (Brazil, 2010). Reject, on the other hand, is the solid waste that has passed by the final destinations with reutilization and, after all the economically viable technologies applied, is leaden to the final disposition (Brazil, 2010). In other words: reject is the waste that can't be sent to a final destination with reutilization. This research studies only the solid waste that can receive management for recovery, excluding therefore the reject.

Gravimetric composition of MSW variates considerably. The variations happen according to many factors, such as population income in which region, time of the year – season fluctuations – and even in the same place at the same time it can variate over the day. (CPHEEO, 2016). The biggest fraction, measured worldwide, is the organic MSW, which represents 44% of the total MSW produced, ignoring the countries income. However, countries with high-income shows a smaller percentage of organic fraction in MSW smaller that the same percentage for low-income countries. (Kaza et al., 2018). High-income countries have a more expressive fraction of recyclables, such as plastic, paper, paperboard, glass and metal: 49% of the total, against 16% in low-income countries. (Kaza et al., 2018).

3.2. Technologies

The knowledge of technology alternatives available worldwide is very important for the utilization of MSW on energy production. Table 1 shows consolidated technologies required to the management of MSW. It also shows the positive and negative aspects of which one of the alternatives. A fundamental factor for the hierarchy of the technologies, beyond the aspects presented on Table 1, is the energy production per ton of MSW managed. Table 2 presents the calculated values for each technology. However, for hydrolysis it was not available on scientific literature a value for the energy production, all studies found were in laboratory or pilot scale and, therefore, this technology isn't related on Table 2.

Table 1 Comparative of technology alternatives to MSW energy utilization

Technology	Pre-treatment	Raw material	Product and Profitable product	Positive aspects	Negative aspects
Anaerobic Digestion	Mechanic: screening; shredding (trituração)	Organic matter	Biogas Energy	Only process mentioned which can manage MSW with high humidity and low calorific power without drying; Large scale pre-consolidated technology	Time; Manages only one fraction of MSW; For the humid processes, MSW needs to be mixed on industrial mud; Requires pre-treatment
Pyrolysis	Mechanic: screening; milling; drying	Organic matter; Plastic; Paper	Bio oil; Coal; Syngas; Energy; Chemical products	Can be used in more than one fraction of MSW management; Produces liquid fraction: makes easier transportation and stock	Requires pre-treatment
Gasification	Mechanic: screening; particle size reduction	Organic matter; Plastic; Paper	Syngas; Energy; Chemical products	Can be used in more than one fraction of MSW management	Requires pre-treatment High operation and maintenance costs; Incomplete combustion
Combustion	Mechanic: screening; (optional)	Except glass and metal	Energy; Heating	Large scale consolidated technology	Risk of leakage on the grids; high cost of managing gases emissions
Hydrolyses	Mechanic: screening; milling; Drying; Acid or basic - enzymatic	Paper	Glucose Ethanol	Generates chemical products	Requires pre-treatment; Treats only part of the MSW; Technology not consolidates on large scale

Source: self elaboration using data from Arena (2012), Pinasseau et. al. (2018), Neuwahl et. al. (2019), Khan (1992), Pedroza et al. (2017) and Rogoff; Screve (2011)

Table 2 Medium energy generated per ton of MSW for each technologic alternative

Technology	Energy per ton of RSU (MWh/t)	Standard deviation
Anaerobic Digestion	0,07	0,11
Pyrolysis	0,08	0,13
Gasification	1,23	0,91
Combustion	1,49	0,69

Source: self elaboration using data from Arena (2012), Pennington (2018), Pinasseau et. al. (2018), Hogg et al. (2002), ISWA (2012), Michaels; Krishnan (2018) and Pedroza et al. (2017)

Anaerobic Digestion is an alternative technology for value aggregation on MSW which has been used by Germany, Denmark and Netherlands for almost 20 years (European Commission, 2006). There are 31 plants in operation in European Union (PINASSEAU ET. AL. 2018) and, in the USA, according to the National Environmental Agency document *Anaerobic Digestion Facilities Processing Food Waste in the United States in 2015: Survey Results* (Pennington, 2018), there are plants managing food waste and water treatment.

The Indian Company Agile Process Chemicals LLP (APC), also known as Pyrocrat, is an expert on the development of pyrolysis plants of plastic, tires and biomass waste. The company has established over 35 plants in India, Indonesia, Kenya and United Kingdom (APC, 2018). According to their data, they have equipment with yield above 95% and capacity of 3 to 48 ton per day (APC, 2019). For tires, the yield is above 60% and there are equipment able to process 3 to 48 tons per day of tire. (APC, 2019).

Enerkem, Air Liquide, Nouryon (the old AkzoNobel Specialty Chemicals), Shell e Port of Rotterdam created a partnership to build the first plant of Europe able to transform waste in chemicals. (Enerkem, 2019). The plant will gasify the MSW non recycling including plastic, generating in this way the syngas for the biomethanol production. The partnership plans to convert 360,000 ton of solid waste in 200,000 ton of bio methanol (equivalent to 270 million of liters). When compared to the production of methanol of fossil source, there is an economy of 300,000 ton in CO₂ emission (Enerkem, 2019).

In 2017, there were 492 plants of incineration operating in Europe, of which 92 were in Germany (CEWEP, 2017). The Waste-to-Energy State-of-the-Art-Report, produced by International Solid Waste Association (ISWA) (2012) using an online questionnaire shows that 31 plants of WtE in Germany informed the installed capacity, resulting an average of 218,125 ton of MSW per year. The USA had 75 plants of WtE in 2018, processing 94,243 ton per day of MSW, equivalent to 29.3 million per year; and potency of 2,534 MW, which generates 13.9 million of MWh per year. The average installed capacity of the American plants is 392,199 ton per year (Michaels; Krishnan, 2018).

A great difference can be verified in the sizes of both USA and Germany plants. Because of this, we accounted the number of plants per installed capacity of management for the USA and for Germany. Fig. 2 shows the distribution of plants per capacity in Germany and USA, where is possible to observe a higher concentration of plants with varying capacity going 100 to 400 thousand ton of MSW managed per year.

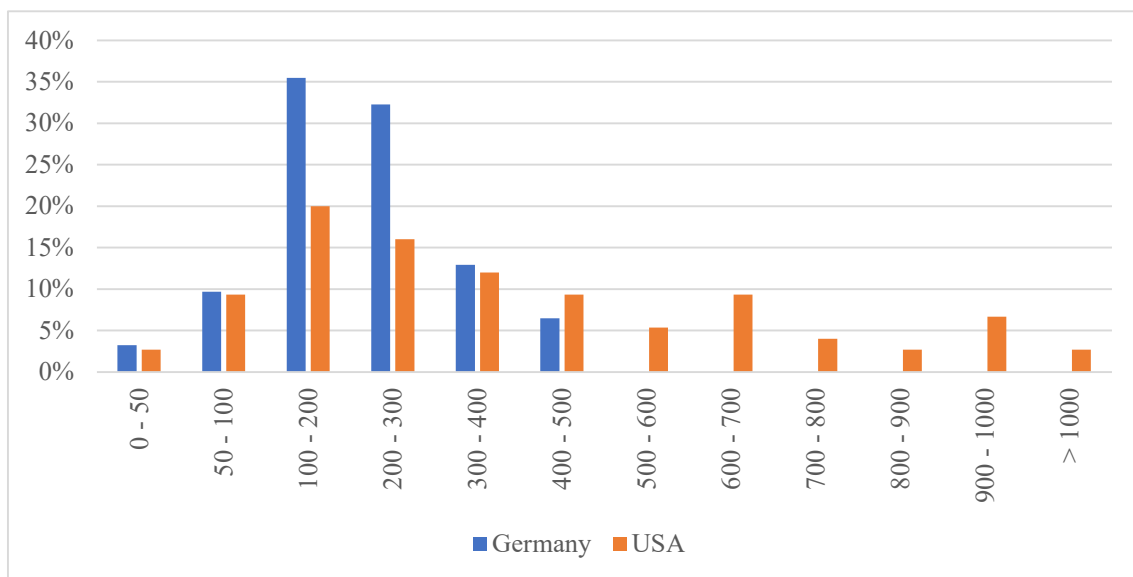


Fig. 2 WtE plants distributions per capacity in the USA and Germany

Source: self elaboration using data from MICHAELS; KRISHNAN (2018) e ISWA (2012)

3.3. Flowcharts synthesis for the case MSW - Bioenergy

Aiming to accomplish the alternative flowcharts, first, we divided the process in seven subsystems (1) source separation, (2) mechanical screening, (3) technology, (4) particle size reduction, (5) drying, (6) chemical pre-treatment and (7) conversion. Each subsystem has more than one possibility and they are described as follows.

(1) Source separation: it has a great importance for the process because it makes the mechanical screening easier. However, the country needs to offer a viable structure for the population to accomplish it. That is why it evaluates the possibility with source separation (SS) and without source separation (WSS).

(2) Mechanical screening: pre-treatment by mechanical screening separates the wastes that can be treated by the adopted process. This screening can be complex (complex mechanical screening – CMS) with a crusher to open sacks and strainer, separation by air and magnetically for different materials; or simple (simple mechanical screening - SMS) for a additional separation, without the crusher, when the MSW comes already separated from the source;

(3) Technology: in this subsystem there is the application of one of the 5 technologies presented on section 3.2: anaerobic digestion (ADT), pyrolysis (PT), gasification (GT), combustion (CT) and hydrolyses (HT);

(4) Particle size reduction: most of the analysed processes uses a pre-treatment with homogenization and size reduction to make it easy to process the waste. Considering this, there are two possibilities of particle size reduction: by milling (RBM) or using a crusher (RBC). It is important to observe that in the cases in which the milling is executed, it is necessary to pass previously by a crusher, because the maximum size accepted for alimentation in a milling system is close to 20 mm (Carvalho, 2012). Besides, it is considered the possibility that the reduction isn't made, which means, a process without particle size reduction. (WPSR);

(5) Drying: pyrolysis demands drying the material on pre-treatment but anaerobic digestion doesn't need to be submitted to this process since that it is executed by a humid environment. Thus, we analyse the drying case (DC) and also the case without drying (WD);

(6) Chemical pre-treatment: beyond the mentioned physical pre-treatments on the past sub-subsystems, there are cases when a chemical pre-treatment is needed, such as in enzymatic hydrolyses, which needs acid or basic pre-treatment. On sixth level, we analyse the necessity of chemical pre-treatment (CPT) or the viability of conducting the process without chemical pre-treatment (WCPT).

(7) Conversion: the last sublevel presents the conversion used to transform the product generated on the process into the profitable process, in other words, the intended product: bioenergy. This conversion can happen through chemical or bio-chemical processes (CCP), turbine (CT), boiler (CB), engine (CE) or turbine and boiler (CTB)

With the possibilities in which subsystem, it is possible to generate 1200 flowcharts, which are represented by the superstructure in Fig. 3. Due to the high number of flowcharts, it is important to have a systematic approach for eliminating less promising branches. Thus, we settle heuristic rules for each sublevel.

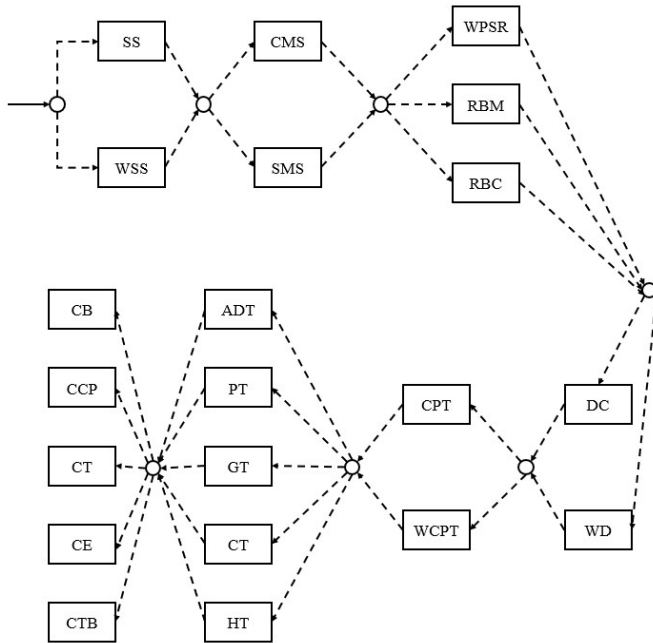


Fig. 3 Representation of the superstructure for the MSW bioenergy generation process

Considering the hierarchy on waste management and the typical installed capacity level presented on Fig. 2., it is possible to settle rules for the first subsystem:

Rule 1.1 – If selective collection does collect only recycling material, source separation shall not be used (WSS);

Rule 1.2 – If selective collection collects waste that can't be recycled in a amount higher than 100,000 ton of MSW separated from the source per year, we use the source separation (SS).

Mechanical Screening is facultative only for the combustion technology, however, even for this case the screening helps the process, removing materials with low calorific power. This makes the mechanical screening recommendable in all the process and its complexity depends on the using of separation on its source. Thus, for the second subsystem, there is one rule settle:

Rule 2.1 – If the waste had source separation, we use SMS, if not, we use CMS.

The third subsystem defines the technology that must be used. Based on the scientific literature presented and on the study of energy generation power of each technology, we can establish the following heuristic rules:

Rule 3.1 – If the objective is biogas production, apply anaerobic digestion technology;

Rule 3.2 - If the objective is the production of bio-oil or coal, apply pyrolysis technology;

Rule 3.3 - If the objective is syngas production, apply gasification technology;

Rule 3.4 - If the objective is bioethanol production, apply hydrolysis technology;

Rule 3.5 - If the objective is the production of thermal or electrical energy, apply combustion technology.

Rule 3.6 - If the objective is the production of other chemicals, apply gasification technology to generate syngas.

The rules were established following the technologies identified in Table 1. Since anaerobic digestion is the technology that produces biogas, if the objective is to obtain this gas, the applied technology should be anaerobic digestion, as established. in rule 3.1. Rule 3.2 is based on pyrolysis technology, which, without any other process, generates bio-oil and coal as its main products. The main product of gasification is synthesis gas, thus, the rule 3.3 establishes the use of this technology if what is desired is the production of this gas, and since it is possible to produce a series of chemicals, rule 3.6 is established. Ethanol is the product of hydrolysis technology from MSW, which justifies rule 3.4. Rule 3.5 is based on the identification of combustion technology and the ranking of technologies by energy efficiency. Table 2 identifies combustion technology as having the highest potential for energy generation per ton of MSW.

For the particle size reduction subsystem, it is possible to establish four heuristic rules, based on the pre-treatment requirements presented in Table 1:

Rule 4.1 - If the process uses combustion technology, do not execute particle size reduction (WPSR);

Rule 4.2 - If the process uses pyrolysis and hydrolysis technologies, execute particle size reduction by milling (RBM);

Rule 4.3 - If you use an inlet flow areator gasification technology, you should use particle size reduction by milling (RBM);

Rule 4.4 - If you use anaerobic digestion or gas gasification technology other than the inlet flow, you must perform particle size reduction by crusher (RBC).

The next subsystem is the drying subsystem. The technology may not require MSW drying (such as anaerobic digestion) or the drying process as the first step in technology (such as gasification and combustion) where the first stage of the reaction is

drying. In such cases no other system will be used to dry the raw material, so that it will be considered WD configuration. Thus, the established heuristic rules are:

Rule 5.1 - If the process uses anaerobic digestion, gasification or combustion technologies, do not perform drying pre-treatment (WD);

Rule 5.2 - If the residue to be used is not wet - contains no organic matter - and the process uses pyrolysis technology, do not perform drying pre-treatment (WD). If the technology is hydrolysis, perform drying (DC);

Rule 5.3 - If the waste to be used is damp and the process uses pyrolysis or hydrolysis technologies, perform pre-treatment drying (DC)

The sixth subsystem is the chemical pre-treatment. In addition to the above mechanical pre-treatments, there is the possibility of performing acidic or basic chemical pre-treatment, which is required only in the enzymatic hydrolysis process. The established heuristic rule is:

Rule 6.1 - If the process uses enzymatic hydrolysis technology, perform chemical pre-treatment (CPT). If you use another technology, there is no need for this pre-treatment (WCPT).

Four rules were established for the seventh subsystem:

Rule 7.1 - If the objective is biofuels or other chemicals, apply conversion by chemical or biochemical processes (CCQ);

Rule 7.2 If the objective is thermal energy, apply conversion by boiler (CB);

Rule 7.3 - If the objective is electricity and biogas or synthesis gas has been generated, apply turbine (CT) or engine (CE) conversion;

Rule 7.4 - If the objective is electricity and combustion technology has been used, apply boiler and turbine conversion (CTB).

Applying the heuristic rules to a scenario where the characteristics of the generated residues are known and also what product is intended to be obtained, it is possible to get to a flowchart for the process in a practical and fast way, with little analysis and without iterations, bypassing the problem of combinatory explosion (Seider et al., 2009; Perlingeiro, 2005).

4. Rio de Janeiro – case study

4.1. MSW scenario

According to the Synthesis Report of Rio de Janeiro State Plan of Solid Waste – so called PERS (2013) - in 2013 the state generated around 1.1 kg per inhabitant per day, equivalent to 6.4 million tons of MSW in a year. Maintaining a conservative projection, that is, considering the average generation per inhabitant constant over the years and updating the number of inhabitants, it is estimated that in 2019, it was generated about 6.7 million tons of MSW in the state (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2013). However, increase in consumption is a worldwide trend and as a consequence there is increase in waste generation, the average generation.

The National Sanitation Information System (SNIS) annually conducts the Diagnosis of Urban Solid Waste Management (BRAZIL, 2019), with MSW management data, reported by the municipal sanitation agencies. It is the largest information system of the sector in Brazil, but when we check its data, it is important to pay attention to the sample space, since not all municipalities inform the requested data. Given this fact, from the 92 municipalities of the state of Rio de Janeiro, 63 submitted information to SNIS, representing 91% of the urban population of the state. This population generated 6.4 million tons of MSW in the year 2018 (BRAZIL, 2019), allowing the state's total MSW generation to be estimated at 7.0 million tons per year. This value above the estimate of 6.7 million tons with the data from PERS (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2013) corroborates the trend of increasing per capita generation of MSW. In the development of the case study, the generation in the state of Rio de Janeiro will be considered as 7.0 million tons per year.

According to SNIS (2019), 99% of the population of Rio de Janeiro sampled by the diagnostic is served by collection, which is a value above the average collection for high-income countries, even though Brazil is among high-income countries (Kaza et al., 2018). However, when it comes to the final destination, Rio de Janeiro presents data with a scenario oscillating between that of high and low-income countries. Until 2013, 4.4% of the state's MSW generated was disposed of in open-air dumps and only 2% recycled (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2013), although a low percentage of their MSWs were inadequately disposed, just as high-income countries, a small fraction is recycled, as in low-income countries.

Figure 4 shows the mass gravimetry of Rio de Janeiro state MSW (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2013). The organic fraction is the most representative, with 53% of MSWs, followed by recyclable fractions of plastic (19%) and paper and cardboard (16%) (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2013). These three major components represent 88% of the state's MSWs and there is a possibility to generate value from MSW. The large fraction of organic matter shows a potential for energy generation with biogas.

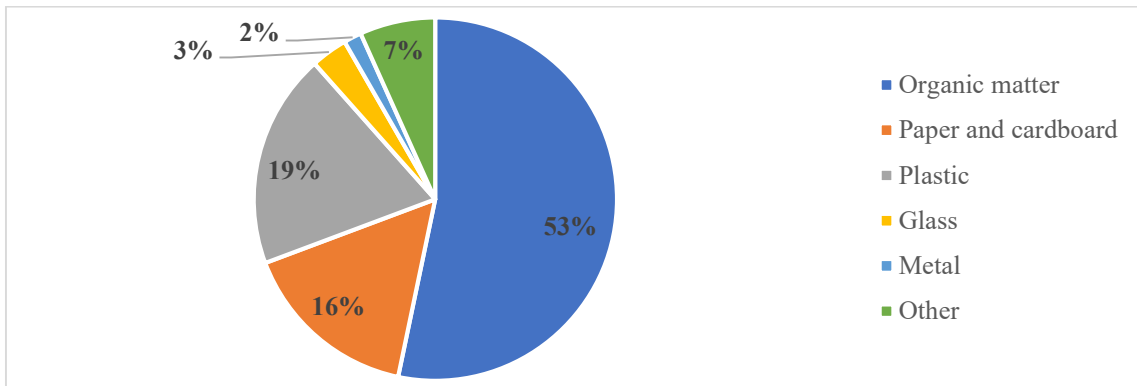


Fig. 4 Global mass composition of the Rio de Janeiro state MSW

Source: Adapted from ESTADO DO RIO DE JANEIRO (2013) **Note:** “Other” means the portion of dry waste that has recycling potential composed of less noble materials.

4.2. Technologies hierarchy

The information presented in Tables 1 and 2, combined with the estimative based on data presented in the Diagnosis of Urban Solid Waste Management (BRAZIL, 2019) for the year 2018, (7.0 million tons of MSW generated annually in the state of Rio de Janeiro, with known gravimetry, presented in Table 2.2) allow an analysis of the power generation potential by technology in the state. To concretize this analysis, it is also important to consider the percentage of MSW served by collection in the state – since that only collected MSWs can be sent for treatment - for this, we use the value determined by SNIS (2019) of 99%. Considering the data presented in the PERS (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2013), 2% of Rio de Janeiro State MSWs are sent for recycling, this value will also be disregarded from the potential of MSW treatable for technologies that consider MSW recyclable fractions, in this case, pyrolysis, gasification and combustion - since recycling is preferred to energy recovery in waste management hierarchy.

In Table 3 we present the result of this projection, and it is possible to identify that the best technology in terms of energy potential is combustion. This technology is also

one of the greatest with potential for treated MSW. Although anaerobic digestion and pyrolysis have approximately the same power generation potential per ton of MSW, as shown in Table 2, pyrolysis treats a larger fraction of MSW compared to anaerobic digestion, as this last one only deals with fraction of organic matter, and so the potential of energy generation for the state by pyrolysis technology was 86% higher than via anaerobic digestion, even discounting the share of recyclables.

Table 3 Energy potential in the state of Rio de Janeiro for each technological alternative

Technology	Potential of MSW treated (t)	Energy potential in the state of Rio de Janeiro (MWh)
Anaerobic Digestion	3.671.824	257.028
Pyrolysis	5.970.973	477.678
Gasification	5.970.973	7.344.297
Combustion	6.426.175	9.575.000

Source: self elaboration using data from Arena (2012), Pennington (2018), Pinasseau et. al. (2018b), Hogg et al. (2002), ISWA (2012), Michaels; Krishnan (2018) Pedroza et al. (2017), ESTADO DO RIO DE JANEIRO (2013) e BRAZIL (2019).

According to the Statistical Yearbook of Electricity 2018 - base year 2017, conducted by the Energy Research Company (EPE, 2018), the energy consumption of the state of Rio de Janeiro in 2017 was of 2,320 kWh per inhabitant. The state's per capita consumption fell by 0.1% from 2012 to 2017 (EPE, 2017; EPE 2018), with an average increase of 3% in the first 3 years of this interval and a decrease of 3% in the last 3 years. 2.2%. Applying the average decrease of 0.1% in 2017, the projected per capita consumption for 2019 is 2,318 kWh. However, considering that the end of daylight saving time this year may lead to increased consumption (Cruz, 2019), we will consider in this paper the average value of 2,320 kWh per inhabitant for 2019, it means consumption will be considered constant from 2017 to 2019. Considering that the average consumption of the city of Rio de Janeiro is equivalent to that of the state, it is projected that the energy potential of the state of Rio de Janeiro, through combustion technology, has the capacity to supply 61% of the city of Rio de Janeiro demand in energy supply, or 24% of state demand.

However, to estimate a plant in the state of Rio de Janeiro, it is important to pay attention to the installed capacity. To supply 61% of the energy in the city of Rio de Janeiro, it is necessary manage 6.4 million tons of MSW per year, which is far above the

typical range shown in Fig. 2. With this, it is possible to analyse the potential of energy generation by administrative region of the state of Rio de Janeiro. Table 4 presents this analysis.

Table 4 Potential of combustion energy generation by state administrative region

Region	MSW generation (t/year)	Energy consumption (MWh)	Combustion power generation potential (MWh)	Percentage of consumption supplied
Metropolitan Region	5,649,753.13	29,336,343.31	8,418,132.16	29%
Central South Fluminense Region	78,729.28	668,818.70	117,306.63	18%
Costa Verde Region	89,336.12	676,124.76	133,110.82	20%
Baixadas Litorâneas Region	303,395.61	2,275,736.20	452,059.46	20%
Médio Paraíba Region	279,114.67	2,119,889.10	415,880.85	20%
Northwest Fluminense Region	91,029.68	778,094.04	135,634.22	17%
North Fluminense Region	312,249.10	2,223,250.45	465,251.15	21%
Serrana Region	261,990.07	1,978,484.74	390,365.20	20%

Source: self elaboration using data from Arena (2012), Pennington (2018), EPE (2017), EPE (2018), Pinasseau et. al. (2018b), Hogg et al. (2002), ISWA (2012), Michaels; Krishnan (2018) Pedroza et al. (2017), ESTADO DO RIO DE JANEIRO (2013) e BRAZIL (2019).

It is possible to observe that the greatest potential for energy generation comes from the metropolitan region, however the generation of MSW from this region is also above the typical range presented in Fig. 2. Due to not knowing the behavior of a plant treating waste quantity above this limit, the Metropolitan Region will not be considered as a viable region, however, it would still be possible to divide it into smaller regions with more than one plant. The second largest potential for energy generation is 466 GWh, provided by the waste generated in the North Fluminense region. This energy production is capable of supplying 21% of the region's consumption or 40% of the consumption of Campos dos Goytacazes, the largest city in North Fluminense. By treating the MSW generated in the Baixadas Litorâneas Region by combustion technology, this region has the potential to supply 20% of the region's energy consumption and 89% of Cabo Frio's energy consumption - the largest city in the region. The Médio Paraíba Region, with a generation potential of 416 GWh, has the capacity to supply 66% of the energy

consumption of the largest city in the region: Volta Redonda. The Serrana region also has a high potential of 390 GWh, managing to supply 20% of the region's consumption, or 55% of the consumption of Petrópolis, its largest city.

The four highlighted regions annually generate between 200 and 400 thousand tons of MSW. Considering that most of the analysed plants have a capacity of 100 to 400 thousand tons per year of MSW, these regions of the state of Rio de Janeiro annually generate a quantity of MSW within this range and are viable regions for the installation of a plant to treat the whole waste generated and yet not reused.

4.3 Heuristic method

With the Rio de Janeiro scenario identified, it is possible to apply the heuristic rules for each subsystem presented in section 3.3 in order to obtain the most promising flowchart for the state.

The first subsystem is source separation, which can be SS or WSS. In the state of Rio de Janeiro, selective collection only serves recyclable solid waste, which should therefore be followed for material and non-energy recovery. Thus, according to rule 1.1 the most promising setting for this level is WSS.

The second subsystem is mechanical screening, which has only rule 2.2. As it was established that for the Rio de Janeiro scenario the process will be considered WSS, the CMS configuration should be used.

The third subsystem determines which technology should be applied based on the product of interest. As the objective of the present work is to create a methodology for bioenergy generation from MSW, following rule 3.5 the best configuration is CT.

The fourth subsystem is particle reduction, and it is linked to technology. As the CT setting was determined at the previous level, according to rule 4.1 the most promising setting is WPSR. The fifth subsystem is the drying subsystem, using rule 5.1 the promising setting is WD. The sixth subsystem is the chemical pre-treatment and has only one rule, as it is not determined to use hydrolysis, the best setting for the scenario is WCPT. The seventh subsystem establishes the conversion to the tradable product. As the objective is to produce bioenergy and the CT configuration was used, following rule 7.4 the best configuration is CTB.

Applying the heuristic method in the case study of power generation from MSW to the state of Rio de Janeiro, we find a promising flowchart for the process, which consists of:

- (1) Source separation: without source separation (WSS);

- (2) Mechanical screening: complex mechanical screening (CMS);
- (3) particle size reduction: without particle size reduction (WPSR);
- (4) Drying: without drying (WD);
- (5) Chemical pre-treatment: without chemical pre-treatment (WCPT);
- (6) Technology: combustion technology (CT);
- (7) Conversion: Boiler and turbine conversion (CTB).

The flowchart found – WSS, CMS, WPSR, WD, WCPT, CT, CTB - is not optimal, but it was developed using the heuristic method and it is expected to be a near optimal flowchart (Perlingeiro, 2005). You can identify or execute a flowchart on the superstructure. Fig. 3 represented by continuous arrows as shown in Fig. 4.

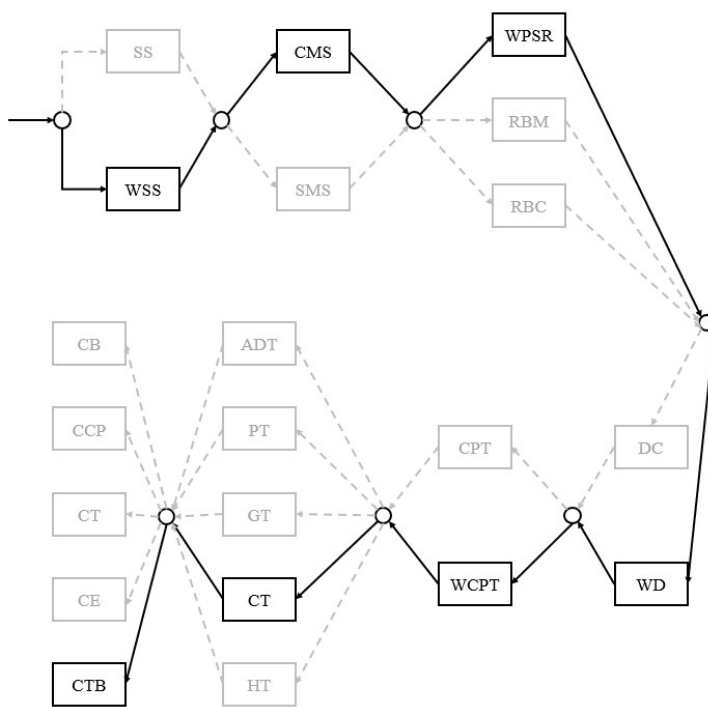


Fig. 5 Most promising flowchart by the heuristic method represented in the superstructure

5. Conclusions

With the case study it was possible to identify the scenario of MSW of the Rio de Janeiro State. We verified a lack of structure for MSW management. Despite the existence of the National and State Solid Waste Policies (PNRS and PERS), there are still many management limitations, such as lack of collection for 100% of the population, low number of municipalities with selective collection, low recycling rate and practically null energy recovery. In contrast to this scenario, Europe, especially in Germany, recovers

about 32% of MSW for power generation, a model for the area. In this context, alternative flowcharts were synthesized for the process of power generation from MSW and heuristic rules were established, allowing the identification of the most promising flowchart by the heuristic method.

Applying the methodology developed in the case study, we could verify the speed of the proposed methodology to obtain a promising flowchart for the bioenergy generation process from MSW and so the combustion technology was defined as the most promising. By applying the Rio de Janeiro scenario data in the promising flowchart obtained - WSS, CMS, WPSR, WD, WCPT, CT, CTB - the generation capacity of 9,575,000 MWh per year would be identified, which would have the capacity to supply 61% of the state's energy demand. However, due to the high installed capacity for this projection, the potential of the state divided into administrative regions was studied, thus the North Fluminense Region has the highest potential with capacity within the typical range. The MSWs in this region have the potential to generate 465,251 MWh per year, showing potential to supply 20% of the region's energy demand or 40% of the demand from Campos dos Goytacazes, the region's largest city.

References:

ABRELPE, Brazilian Association of Public Cleaning and Special Wastes Companies (2019) Overview of Solid Waste in Brazil 2018/2019. <http://abrelpe.org.br/panorama>. Accessed 14 nov 2019 (in Portuguese).

APC (2018) About Agile Process Chemicals LLP. <https://www.pyrolysisplant.com/about-apchemi>. Accessed 19 dez 2018

APC (2019) Pyrolysis Plants. <https://www.pyrocratsystems.com/pyrolysis-plants.html>. Accessed 2 jan 2020

Arena U (2012) Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management* 32(4):625–639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>

Bhoi, P R, Huhnke, R L, Kumar A, Indrawan N, Thapa S (2018) Co-gasification of municipal solid waste and biomass in a commercial scale downdraft gasifier. *Energy* 163: 513-518. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.08.151>

BRAZIL (2010) Lei 12.305 2 de agosto de 2010: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Accessed 23 aug 2018 (in Portuguese)

BRAZIL, MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (2019) Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos>. Accessed 20 dec 2019 (in Portuguese)

CEWEP, CONFEDERATION OF EUROPEAN WASTE-TO-ENERGY PLANTS (2017) Waste-to-Energy Plants in Europe in 2017. <https://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2019/04/EU-Map-2017-WtE.pdf>. Accessed 20 dec 2019

CPHEEO, CENTRAL PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING ORGANISATION (2016) Manual on Municipal Solid Waste Management: Part II. Ministry of Urban Development, Govt. of India. <http://cpheeo.gov.in/cms/manual-on-municipal-solid-waste-management-2016.php>. Accessed 15 dec 2019

Cruz C (2019) Sem horário de verão, consumo de energia cresceu 7% em novembro no DF. Portal G1. https://g1.globo.com/df/distrito-federal/noticia/2019/12/16/sem-horario-de-verao-consumo-de-energia-cresceu-7percent-em-novembro-no-df.ghtml?fbclid=IwAR3YqAQ5RZBsYfJ5McD_UN0pj0SCbBfOJGoGNao2-3y7nwZrm-L_81B7prw. Accessed 20 dec 2019 (in Portuguese)

Carvalho M X S (2012) Equipamentos de fragmentação: uma revisão avaliando circuitos alternativos para a moagem de finos. Monografia, Universidade Federal de Minas Gerais (in Portuguese)

ENERKEM (2019) W2C Rotterdam project welcomes Shell as partner. Enerkem.com. <https://enerkem.com/news-release/w2c-rotterdam-project-welcomes-shell-as-partner>. Accessed 06 jan 2020

EPE, BRAZILIAN ENERGY RESEARCH COMPANY (2017) Statistical Yearbook of Electricity 2017: base year 2016. <http://www.epe.gov.br>. Accessed 28 dez 2019 (in Portuguese)

EPE, BRAZILIAN ENERGY RESEARCH COMPANY (2018) Statistical Yearbook of Electricity 2018: base year 2017. <http://www.epe.gov.br>. Accessed 28 dez 2019 (in Portuguese)

ESTADO DO RIO DE JANEIRO (2013) Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro: Relatório Síntese. Secretaria de Estado do Ambiente. https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80058/PERS/RJ%20PERS_2013ago.pdf. Accessed 11 jan 2020 (in Portuguese)

EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE (2006) Integrated Pollution Prevention and Control: Reference Document on Best Available Techniques for Waste Treatment Industries. Publications Office of the European Union, Brussels

Hogg D, Favoino E, Nielsen N, Thompson J, Wood K, Penschke A, Economides D, Papageorgiou S (2002) Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste: Final Report to the European Commission. European Commission, Brussels

ISWA, International Solid Waste Association (2012) *Waste-to-Energy: State-of-the-Art Report*. RAMBØLL Danmark A/S, Copenhagen

Kaza S, Yao L, Bhada-Tata P, Van Woerden F (2018) *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications, Washington. <http://dx.doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>

Khan, M R (1992) *Clean energy from waste and coal*. American Chemical Society, Washington. <http://dx.doi.org/10.1021/bk-1992-0515>

Michaels T, Krishnan K (2018) *Energy Recovery Council: 2018 Directory of Waste-To-Energy Facilities*. <http://energyrecoverycouncil.org/downloads/>. Accessed 20 dec 2019

Milanez B, Massukado L (2012) *Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos*. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA, Brasília (in Portuguese)

Neuwahl F, Cusano G, Gómez Benavides J, Holbrook S, Roudier S (2019) *Best Available Techniques Reference Document for Waste Incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU Integrated Pollution Prevention and Control*. Publications Office of the European Union. <http://dx.doi.org/10.2760/761437>

Pedroza M M, de Araujo Gomes M C F, da Silva Paz E C, Pedrosa A L, Viera G E G, Soares J E M (2017) *APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM PROCESSO DE PIRÓLISE*. *Revista Brasileira de Energias Renováveis* 6 (2). <http://dx.doi.org/10.5380/rber.v6i2.46577> (in Portuguese)

Pennington M (2018) *Anaerobic Digestion Facilities Processing Food Waste in the United States in 2015: Survey Results*. EPA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. <https://www.epa.gov>. Accessed 14 jan 2019

Perlingeiro C A G (2005) *Engenharia de processos*. Editora Blucher, Rio de Janeiro

Pinasseau A, Zerger B, Roth J, Canova M, Roudier S (2018) *Best Available Techniques Reference Document for Waste Treatment: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU Integrated Pollution Prevention and Control*. Publications Office of the European Union. <http://dx.doi.org/10.2760/407967>

Rogoff M J, Screve F (2011) *Waste-to-energy: technologies and project implementation*. William Andrew, Waltham. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-03296-2>

Seider W, Seader J D, Lewin D R, Widagdo S (2009) *Product and Process Design Principles: Synthesis, Analysis and Design*. Wiley, New York

ANEXO A - FATORES DE CONVERSÃO DE UNIDADE PARA ENERGIA

De:	Multiplicar por:			
Para:	GJ	MWh	MWh*	MWh**
GJ	1	0,2778	0,1056	0,2528
MWh	3,6	1	0,38	0,91
MWh*	9,4737	2,6316	1	-
MWh**	3,9560	1,0989	-	1
Gcal	4,1868	1,163	0,4421	1,0583

Fontes: EUROPEAN COMMISSION (2006a, p. 194)

* Energia elétrica

** Energia térmica

ANEXO B - CIDADES DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO DIVIDIDAS POR REGIÃO ADMINISTRATIVA, COM POPULAÇÃO E GERAÇÃO *PER CAPITA* DE RSU EM 2010

Cidades por região	População (2010)	Geração de RSU (kg/hab/dia)
Região Metropolitana		
Belford Roxo	469.332	1,12
Duque de Caxias	852.138	1,18
Guapimirim	49.746	0,70
Itaboraí	215.412	0,77
Itaguaí	104.209	0,92
Japeri	95.492	0,80
Magé	215.236	0,81
Maricá	125.491	0,85
Mesquita	168.376	0,92
Nilópolis	157.425	0,79
Niterói	487.562	0,98
Nova Iguaçu	787.563	1,17
Paracambi	41.722	0,71
Queimados	137.962	0,76
Rio de Janeiro	6.320.446	1,33
São Gonçalo	998.999	1,11
São João de Meriti	458.673	0,85
Seropédica	64.285	0,71
Tanguá	27.428	0,63
Região Centro Sul Fluminense		
Areal	9.923	0,69

(continuação)

Cidades por região	População (2010)	Geração de RSU (kg/hab/dia)
Comendador Levy Gasparian	7.862	0,67
Engenheiro Paulo de Frontin	9.523	0,71
Mendes	17.701	0,69
Miguel Pereira	21.501	0,72
Paraíba do Sul	36.154	0,71
Paty do Alferes	18.585	0,69
Sapucaia	13.273	0,73
Três Rios	75.165	0,78
Vassouras	23.199	0,68
Região da Costa Verde		
Angra dos Reis	163.290	0,82
Mangaratiba	32.120	0,89
Paraty	27.689	0,69
Região das Baixadas Litorâneas		
Araruama	106.486	0,86
Armação dos Búzios	27.560	1,14
Arraial do Cabo	27.715	0,96
Cabo Frio	140.486	0,90
Cachoeiras de Macacu	46.944	0,70
Casimiro de Abreu	28.521	0,71
Iguaba Grande	22.851	0,72
Rio Bonito	41.259	0,73
Rio das Ostras	99.905	0,78
São Pedro da Aldeia	82.148	0,70
Saquarema	70.456	0,82
Silva Jardim	16.121	0,70
Região do Médio Paraíba		
Barra do Piraí	91.957	0,76
Barra Mansa	176.193	0,91
Itatiaia	27.813	0,67
Pinheiral	20.411	0,68
Piraí	20.836	0,82
Porto Real	16.497	0,64
Quatis	12.029	0,64
Resende	112.331	0,80
Rio Claro	13.769	0,62
Rio das Flores	5.959	0,65
Valença	62.224	0,73
Volta Redonda	257.686	0,85

(continuação)

Cidades por região	População (2010)	Geração de RSU (kg/hab/dia)
Região Noroeste Fluminense		
Aperibé	8.878	0,77
Bom Jesus do Itabapoana	29.927	0,72
Cambuci	11.292	0,64
Italva	10.242	0,70
Itaocara	17.326	0,68
Itaperuna	88.368	0,77
Laje do Muriaé	5.637	0,68
Miracema	24.741	0,70
Natividade	12.046	0,72
Porciúncula	13.890	0,66
Santo Antônio de Pádua	31.100	0,70
São José de Ubá	3.098	0,63
Varre-Sai	5.790	0,69
Região Norte Fluminense		
Campos dos Goytacazes	418.725	0,88
Carapebus	10.542	0,85
Cardoso Moreira	8.757	0,69
Conceição de Macabu	18.337	0,76
Macaé	202.859	0,94
Quissamã	12.996	0,65
São Fidélis	29.679	0,67
São Francisco de Itabapoana	21.092	0,70
São João da Barra	25.693	0,74
Região Serrana		
Bom Jardim	15.266	0,70
Cantagalo	14.022	0,68
Carmo	13.470	0,66
Cordeiro	19.862	0,71
Duas Barras	7.736	0,65
Macuco	4.593	0,61
Nova Friburgo	159.372	0,82
Petrópolis	281.286	0,89
Santa Maria Madalena	5.932	0,67
São José do Vale do Rio Preto	9.007	0,70
São Sebastião do Alto	4.612	0,73
Sumidouro	5.440	0,64
Teresópolis	146.207	0,80
Trajano de Moraes	4.780	0,72

Fonte: elaboração própria a partir de SEA (2013)