



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E

AMBIENTAL

– /DOUTORADO –

**ESTRATÉGIAS DE REDUÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
DOMICILIARES A SEREM DISPOSTOS EM ATERROS
SANITÁRIOS: REDUÇÃO NA FONTE, COLETA SELETIVA E
METANIZAÇÃO**

Por

Mariana Moreira de Oliveira

*Tese de Doutorado apresentada à Universidade Federal da Paraíba para
obtenção do grau de Doutor*

João Pessoa – Paraíba

Agosto de 2022



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E

AMBIENTAL

– DOUTORADO –

**ESTRATÉGIAS DE REDUÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
DOMICILIARES A SEREM DISPOSTOS EM ATERROS
SANITÁRIOS: REDUÇÃO NA FONTE, COLETA SELETIVA E
METANIZAÇÃO**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor.

Mariana Moreira de Oliveira

Orientador: Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior

João Pessoa – Paraíba

Agosto de 2022

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

048e Oliveira, Mariana Moreira de.
Estratégias de redução dos resíduos sólidos
domiciliares a serem dispostos em aterros sanitários :
redução na fonte, coleta seletiva e metanização /
Mariana Moreira de Oliveira. - João Pessoa, 2022.
238 f. : il.

Orientação: Gilson Barbosa Athayde Júnior.
Tese (Doutorado) - UFPB/CT.

1. Resíduos Sólidos Domiciliares - RSD. 2. Educação
ambiental. 3. Reciclagem. 4. Metanização. 5. Taxa de
geração de RSD. 6. Potencial Bioquímico do Metano- BMP.
I. Athayde Júnior, Gilson Barbosa. II. Título.

UFPB/BC

CDU 628.4(043)



PPGECAM

Programa de Pós-Graduação
Engenharia Civil e Ambiental

UFPB Universidade Federal da Paraíba

Mestrado e Doutorado

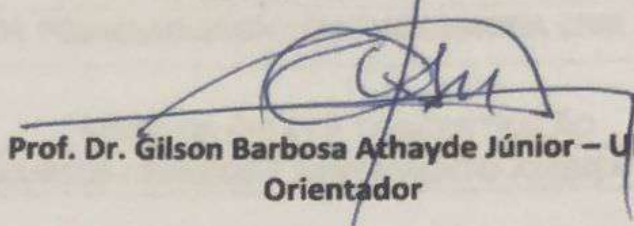


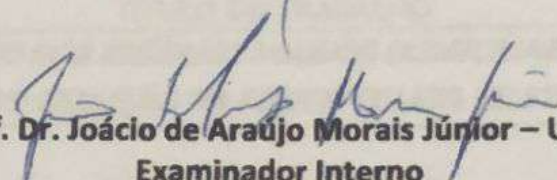
**ESTRATÉGIAS DE REDUÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES A SEREM
DISPOSTOS EM ATERROS SANITÁRIOS: REDUÇÃO NA FONTE, COLETA SELETIVA E
METANIZAÇÃO**

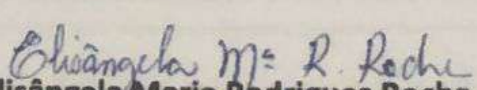
MARIANA MOREIRA DE OLIVEIRA

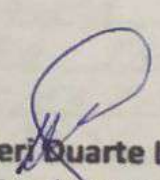
Tese aprovada em 25 de agosto de 2022.

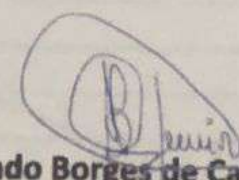
Período Letivo: 2022.2


Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior – UFPB
Orientador


Prof. Dr. João de Araújo Morais Júnior – UFPB
Examinador Interno


Profa. Dra. Elisângela Maria Rodrigues Rocha – UFPB
Examinadora Interna


Prof. Dr. Valderi Duarte Leite – UEPB
Examinador Externo


Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior – UFSC
Examinador Externo

João Pessoa/PB
2022

Dedico essa tese à minha mãe, que sempre incentivou meus estudos.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, pelo dom da vida e por se fazer presente em todos os momentos dela.

A meus pais, Ana Valdete Moreira e Adeilton de Oliveira, por toda dedicação, empenho e incentivos prestados na minha educação e por todo amor demonstrado. Igualmente, agradeço aos meus avós, Maria das Neves Moreira e Antônio Moreira.

A minha irmã, Juliana de Oliveira, pelo companheirismo, auxílio e incentivos dados. A toda a família, tios (as) e primos (as) que sempre me apoiaram a correr atrás dos meus objetivos.

Ao meu noivo, João Paulo Apolinário, pelo companheirismo, compreensão, carinho e amor demonstrado.

Ao meu orientador, professor Gilson Athayde Júnior, pelo acompanhamento e orientação desde o início da graduação, nos programas de iniciação científica, no mestrado e agora no doutorado. Agradeço pelos cerca de dez anos de ensinamentos, dedicação e amizade.

A todos os professores, técnicos e servidores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGCAM). Em especial, ao professor RENNIO Sena, por auxiliar nas análises de laboratório na UFPB.

Aos professores do INSA-Lyon, Rémy Bayard, Rémy Gourdon e Pierre Buffière pelo conhecimento compartilhado e auxílio no desenvolvimento da pesquisa. Também agradeço aos técnicos do laboratório DEEP, Nathalie Dumont, David Lebouil, Richard Poncet, Herve Perier-Camby pela ajuda na realização das atividades laboratoriais, assim como a Abdelkrim Lounis e demais técnicos do PROVADEMSE.

Aos professores Armando Castilhos Júnior, Valderi Duarte Leite, Joácio Morais Júnior e Elisângela Maria Rodrigues Rocha, pelo aceite para participar da banca examinadora, assim como pelas contribuições sugeridas.

Aos professores Joácio Morais Júnior e Armando Castilhos Júnior também agradeço pelo incentivo e suporte dado para a realização do intercâmbio no INSA Lyon, França.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudo, cedida durante o período de doutorado, assim como no período do doutorado-sanduíche pelo programa CAPES-COFECUB.

Ao Laboratório Estação Experimental de Tratamento de Águas e Esgotos - Extrabes da Universidade Estadual da Paraíba pelo auxílio na realização de algumas análises laboratoriais. À Ingrid e ao professor Valderi que auxiliaram nessa etapa.

Aos moradores, funcionários e administração dos condomínios pela ajuda na obtenção dos dados da presente pesquisa.

A todas as amigas realizadas no PPGECAm. Em especial a Ysa Luna, amiga desde a graduação em engenharia ambiental, com a qual pude dividir o orientador, as conquistas e desafios do doutorado, sempre disposta a ajudar no foi preciso. A Graziela Freitas, pela companhia e auxílio nas análises em laboratório. As amigas do mestrado Raissa Barreto, Aurélia Longuinho e Natália Guedes pela amizade, ajuda e incentivo. A Natália também agradeço pelo compartilhamento dos dados da sua pesquisa de mestrado.

As amigas construídas na França, Naiara, Bruno, Allini, Aline, Liza, Deizi, Solange, Guilherme, Mariana e Marcelo. Em especial, a Carina Malinowsky, pela amizade, companhia e conhecimentos compartilhados durante o desenvolvimento do mesmo projeto no INSA, bem como fora do âmbito acadêmico, tanto na França quanto no Brasil, onde, mesmo distante, continuou a ser uma amiga prestativa, com a qual pude continuar trocando de conhecimento e experiências do doutorado.

E a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, durante esse período de doutorado.

RESUMO

Os resíduos sólidos domiciliares (RSD) constituem uma fração representativa dos resíduos sólidos urbanos. Conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a gestão dos resíduos sólidos deve obedecer a seguinte hierarquia: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Assim, a presente pesquisa objetivou analisar o efeito de estratégias de redução de RSD por meio da sua minimização na fonte e pelo tratamento específico da fração seca reciclável (FSRSD) e orgânica facilmente biodegradável (FORSD), a fim de reduzir a quantidade de resíduos encaminhados aos aterros sanitários e os impactos envolvidos. Para mensurar tais estratégias, foram analisados os RSD de quatro condomínios residenciais verticais (A, B, C e D). Primeiramente, foi analisado taxa de geração e composição dos RSD e em seguida foram realizadas campanhas de sensibilização com os moradores e analisadas as medidas de minimização mais adotadas. Para mensurar o efeito da sensibilização na redução da geração dos RSD, foi determinada a taxa de geração dos mesmos antes e após a realização dessa atividade. A mensuração dos efeitos da reciclagem na FSRSD foi realizada por meio da quantificação dessa fração, separada pela coleta seletiva implementada. Para a FORSD, inicialmente foi realizado um estudo prévio de pré-tratamento dessa fração antes de submetê-los à metanização, e posteriormente foi realizada a caracterização dessa fração dos condomínios. Por fim, foi determinado cenários de gestão. Acerca dos parâmetros do RSD, verificou-se valores distintos para a taxa de geração do RSD nos períodos analisados, de 0,526 (I), 0,491 (II) e 0,470 (III) kg.hab⁻¹.dia⁻¹, e foi observado a predominância da FORSD (59%), que juntamente com a FSRSD (21%), totaliza 80% de resíduo aproveitável. Identificou-se uma redução de 16% na taxa de geração após a sensibilização da população. Dentre as medidas de minimização, a mais adotada foi evitar o uso de embalagens e o desperdício, e doar/vender objetos desnecessários. Quanto à FSRSD, foi obtido uma taxa de separação média de 0,07 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ e observado a separação de 19% e 14% do RSD no coletor seco, para os condomínios C e D, respectivamente, representando um índice de participação de 82% e 57% nesses condomínios, respectivamente. Dentre os obstáculos apontados pelos moradores, a dificuldade em mudar os hábitos próprios foi a mais observada. Em relação à FORSD, o estudo prévio apontou que a fração analisada apresentou características adequadas para o tratamento por meio da digestão anaeróbia, com BMP médio de 407,2 mL.g⁻¹SV; e ao ser submetido ao pré-tratamento, observou-se que a adição de água à razão de 10g água.g⁻¹ST desse resíduo, aumentou a produção de metano na fração líquida. A FORSD dos condomínios também apresentou características semelhantes. Observou-se que o tratamento da totalidade da FSRSD e FORSD é capaz de reduzir potencialmente 87% e 86% do resíduo enviado ao aterro sanitário, respectivamente, pelo conjunto dos condomínios e o município de João Pessoa. Nesse sentido, os resultados apresentados podem auxiliar os órgãos públicos do município a aumentarem a abrangência da coleta seletiva de João Pessoa, visando tanto o tratamento da FSRSD quanto da FORSD.

PALAVRAS-CHAVE: RSD; educação ambiental; reciclagem; metanização; taxa de geração de RSD; BMP.

ABSTRACT

Household solid waste (HSW) is a representative fraction of municipal solid waste. According to the National Policy for Solid Waste, the management of solid waste must obey the following hierarchy: non-generation, reduction, reuse, recycling, treatment of solid waste and environmentally adequate final disposal of the refusal. Thus, the present research aimed to analyze the effect of HSW reduction strategies by means of its minimization at the source and by the specific treatment of the recyclable dry fraction (RFHWS) and an easily biodegradable organic fraction (OFHSW) in order to reduce the amount of waste sent to landfills and the impacts involved. To measure such strategies, the HSW of four vertical residential condominiums was analyzed (A, B, C and D). First, the generation rate and composition of HSW were analyzed, then awareness campaigns were conducted with the residents and the most adopted minimization measures were analyzed. To measure the effect of awareness-raising on reducing the generation of HSW, the rate of generation of this waste before and after the awareness-raising activity was determined. Measurement of the effects of recycling on RFHSW was performed by quantifying this fraction, separated by the implemented selective collection. For the OFHSW, initially a pre-treatment study of the OFHSW was carried out before submitting them to methanization and later the characterization of this fraction of the condominiums was performed. Finally, management scenarios were determined. Regarding the HSW parameters, distinct values were found for the rate of HSW generation in the analyzed periods, of 0.526 (I), 0.491 (II) and 0.470 (III) $\text{kg.hab}^{-1}.\text{day}^{-1}$, and it was observed the predominance of the OFHSW (59%), which together with the RFHSW (21%), totals 80% of usable waste. A 16% reduction in the generation rate was identified after awareness-raising of the population. Among the minimization measures, the most adopted was avoiding the use of packaging and wastage, and donating/selling unnecessary objects. Concerning the RFHSW, an average separation rate of 0.07 $\text{kg.hab}^{-1}.\text{day}^{-1}$ was obtained and the separation of 19% and 14% of the HSW in the dry collector was observed for condominiums C and D, respectively, representing a participation rate of 82% and 57% in these condominiums, respectively. Among the obstacles pointed out by the residents, the difficulty in changing their own habits was the most observed. About the OFHSW, the previous study pointed out that the analyzed fraction presented suitable characteristics for treatment through anaerobic digestion, with an average BMP of 407.2 $\text{mL.g}^{-1}\text{VS}$; and when submitted to pre-treatment, it was observed that the addition of water at the rate of 10g water.g⁻¹TS of this waste, increased the production of methane in the liquid fraction. The OFHSW of the condominiums also showed similar characteristics. It was observed that the treatment of the entire RFHSW and OFHSW is capable of potentially reducing 87% and 86% of the waste sent to the landfill, respectively, by the condominiums as a whole and the municipality of João Pessoa. In this sense, the results presented can help the municipality's public agencies to increase the scope of selective collection in João Pessoa, aiming at both the treatment of RFHSW and OFHSW.

KEYWORDS: HSW; environmental education; recycling; methanization; HSW generation rate; BMP.

SUMÁRIO

RESUMO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1	INTRODUÇÃO	21
1.1	HIPÓTESES DA PESQUISA.....	22
1.2	OBJETIVOS DA PESQUISA	23
1.2.1	<i>Objetivo geral</i>	23
1.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	23
1.3	ESTRUTURA DA TESE	23
2	REFERENCIAL TEÓRICO	25
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	25
2.1.1	<i>Geração de RSU</i>	27
2.1.2	<i>Composição gravimétrica do RSU</i>	30
2.2	RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES (RSD)	34
2.2.1	<i>Geração de RSD</i>	34
2.2.2	<i>Composição gravimétrica do RSD</i>	36
2.3	GESTÃO DOS RSU E RSD	37
2.3.1	<i>Impactos</i>	37
2.3.2	<i>Soluções: redução e tratamento</i>	40
2.3.3	<i>Políticas de gestão</i>	42
2.3.3.1	Europa.....	43
2.3.3.2	Brasil: Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).....	45
2.3.4	<i>Coleta seletiva</i>	48
2.3.4.1	Coleta da Fração Orgânica Facilmente Biodegradável dos Resíduos Sólidos Domiciliares (FORSD).....	52
2.4	PREVENÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS	55
2.4.1	<i>Estratégias de minimização</i>	57
2.5	TRATAMENTO DOS RSD	60
2.5.1	<i>Reciclagem da fração seca dos RSD</i>	60
2.5.1.1	Massa reciclada.....	61
2.5.1.2	Faturamento da reciclagem.....	64
2.5.1.3	Vantagens	65
2.5.1.4	Reciclagem em condomínios residenciais verticais	68
2.5.2	<i>Digestão anaeróbia</i>	71
2.5.2.1	Substratos	75
2.5.2.2	Vantagens	78
2.5.2.3	Características dos resíduos.....	79
2.5.2.4	Pré-tratamento dos resíduos	89
2.5.2.5	Prensagem dos resíduos.....	90
3	CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	99

3.1	JOÃO PESSOA.....	99
3.1.1	<i>Condomínios residenciais da cidade de João Pessoa</i>	107
4	MATERIAL E MÉTODOS	111
4.1	RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES (RSD)	112
4.1.1	<i>Taxa de geração do RSD</i>	112
4.1.2	<i>Composição gravimétrica</i>	114
4.2	REDUÇÃO NA FONTE	115
4.2.1	<i>Percepção dos moradores sobre a temática dos resíduos sólidos</i>	115
4.2.2	<i>Sensibilização dos moradores</i>	115
4.3	FSRSD.....	116
4.3.1	<i>Coleta seletiva</i>	116
4.4	FORSD	118
4.4.1	<i>Estudo prévio sobre o pré-tratamento da FORSD destinada a DA</i>	119
4.4.1.1	Caracterização	120
4.4.1.1.1	Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)	121
4.4.1.1.2	Granulometria	121
4.4.1.1.3	Matéria Orgânica Oxidável (MOO).....	123
4.4.1.1.4	Lipídeos	124
4.4.1.1.5	Fibras	124
4.4.1.1.6	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	127
4.4.1.1.7	Potencial hidrogeniônico (pH).....	128
4.4.1.1.8	Açúcares.....	128
4.4.1.1.9	Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....	128
4.4.1.1.10	Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e NH_4^+	128
4.4.1.1.11	Teste do Potencial Bioquímico do Metano (BMP).....	129
4.4.1.2	Pré-tratamento	132
4.4.1.2.1	Distribuição da massa	135
4.4.1.2.2	Análises das FL e FS	135
4.4.2	<i>Caracterização da FORSD dos condomínios da amostra</i>	136
4.5	CENÁRIOS DE GESTÃO	138
4.5.1	<i>Estimativas para a FSRSD</i>	140
4.5.1.1	Massa da FSRSD e por tipo de material.....	140
4.5.1.2	Receita da venda dos resíduos comercializáveis	140
4.5.1.3	Energia evitada devido à reciclagem	141
4.5.1.4	GEE evitados	142
4.5.2	<i>Estimativas para FORSD</i>	144
4.5.2.1	Massa da FORSD	144
4.5.2.2	Geração de CH_4	144
5	RESULTADOS	146
5.1	RSD	146
5.1.1	<i>Taxa de geração</i>	146
5.1.2	<i>Composição gravimétrica</i>	147
5.2	REDUÇÃO NA FONTE DO RSD.....	150

5.2.1	<i>Percepção dos moradores sobre a temática dos resíduos sólidos</i>	150
5.2.2	<i>Sensibilização dos moradores</i>	155
5.2.3	<i>Análise da redução da taxa de geração dos RSD</i>	156
5.2.4	<i>Medidas de minimização</i>	159
5.3	FSRSD	162
5.3.1	<i>Coleta seletiva</i>	162
5.3.1.1	Quantidade de material separado – C e D	162
5.3.1.2	Desempenho da coleta seletiva - C.....	164
5.3.1.3	Dificuldades para participação na coleta seletiva.....	168
5.4	FORSD	170
5.4.1	<i>Estudo prévio sobre o pré-tratamento da FORSD destinada a DA - França</i>	170
5.4.1.1	Caracterização	170
5.4.1.2	Pré-tratamento	179
5.4.1.2.1	Distribuição de massa	179
5.4.1.2.2	Composição das amostras	182
5.4.2	<i>Caracterização da FORSD dos condomínios da amostra – FORSD Brasil</i>	189
5.5	ANÁLISES DOS CENÁRIOS	191
5.5.1.1	Cenário I: fluxo único de coleta	191
5.5.1.2	Cenário II: fluxo duplo de coleta	192
5.5.1.3	Cenário III: fluxo triplo de coleta	195
5.5.1.4	Análises dos cenários	197
6	CONCLUSÕES	199
7	RECOMENDAÇÕES	201
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	203
	APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO I APLICADO AOS CONDOMÍNIOS	232
	APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO II APLICADO AOS CONDOMÍNIOS	234
	APÊNDICE C – COLETA SELETIVA NO CONDOMÍNIO C	236
	APÊNDICE D – DADOS DE GERAÇÃO E VALORAÇÃO DA FSRSD POR TIPO DE MATERIAL	237
	APÊNDICE E – SÍNTESE DOS CENÁRIOS – CONDOMÍNIOS E JOÃO PESSOA	

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Projeção da geração <i>per capita</i> de resíduos (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	27
Figura 2 - Geração de RSU na União Europeia (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	28
Figura 3 – Geração e coleta dos RSU no Brasil – 2007 a 2020	28
Figura 4 – Composição de RSU em países com diferentes rendas	31
Figura 5 - Cadeia da reciclagem	60
Figura 6 - Faturamento total das organizações por material - 2019 (em milhões de R\$) ...	64
Figura 7 - Características da fermentação de acordo com material.....	75
Figura 8 - Divisão dos resíduos alimentares da UE-28 em 2012 por setor (inclui alimentos e partes não comestíveis associadas a alimentos).....	76
Figura 9 – Dispositivos do teste BMP	80
Figura 10 - Relação entre concentração máxima de AGV e tamanho médio da partícula em DA mesofílica de resíduos alimentares	85
Figura 11 - Potencial e taxa de transferência de biogás entre as frações líquida (<12mm) e sólida (>12mm)	93
Figura 12 – Potencial e taxa de transferência entre as frações líquida e sólida.....	94
Figura 13 – Mapa do município de João Pessoa conforme a distribuição de renda dos bairros	99
Figura 14 – Etapas de verticalização do município e João Pessoa.....	101
Figura 15 – Fluxograma da gestão dos resíduos sólidos de João Pessoa	102
Figura 16 – Responsabilidade dos resíduos coletados em João Pessoa	103
Figura 17 – Resíduos recebidos nas unidades de tratamento/disposição final de João Pessoa (2003-2019).....	103
Figura 18 - Distribuição os resíduos sólidos de João Pessoa (2014 a 2018).....	104
Figura 19 - RSU coletados em João Pessoa – 2003 a 2019.....	105
Figura 20 – Composição gravimétrica dos RSU (exceto RPU) de João Pessoa - 2016....	106
Figura 21 – Taxa de recuperação da fração seca reciclável de RSU em relação ao total gerado, em João Pessoa	106
Figura 22 – Motivos para a não implantação da coleta seletiva em alguns condomínios de João Pessoa em 2021	107
Figura 23 Localização dos condomínios A, B, C e D	108
Figura 24 – Composição gravimétrica dos RSU (exceto RPU) dos bairros de Manaíra, Miramar, Tambaú e Jardim Cidade Universitária - 2016.....	109
Figura 25 - Fluxograma das etapas da pesquisa	112
Figura 26 - Análise da taxa de geração do RSD nos condomínios A, B, C e D.....	113
Figura 27 - Procedimento de caracterização da FORSD Voiron.....	120
Figura 28 – Equipamento - teste de granulometria.....	122
Figura 29 – Peneiras - teste de granulometria	122
Figura 30- Fração inferior à 0,25mm.....	122
Figura 31 – Procedimento geral da análise da MOO.....	123
Figura 32 – Amostra nas.....	126
Figura 33 – Amostras submersas no detergente	126
Figura 34 – Lavagem da	126
Figura 35 - Balanço da DQO – caracterização	127
Figura 36 – medição da pressão	130
Figura 37 - microCG CPG-TCD	130
Figura 38 - Procedimento de pretratamento da FORSD Voiron	132
Figura 39 - Prensa	133

Figura 40 – Pistões	133
Figura 41 – Disco perfurado (3mm)	133
Figura 42 – Distribuição da amostra após prensagem do FORSD de Voiron, verão	134
Figura 43 - Distribuição da amostra após prensagem do FORSD de Voiron, inverno	134
Figura 44- Balanço de massa DQO – pré-tratamento.....	135
Figura 45 – Distribuição do BMP – pré-tratamento	136
Figura 46 – Composição gravimétrica do RSD dos condomínios A, B, C e D.....	148
Figura 47 - Composição da FSRSD dos condomínios A, B, C e D	149
Figura 48 – Distribuição da renda média domiciliar dos condomínios da amostra - Novembro/2019.....	151
Figura 49 - Escolaridade dos condomínios da amostra - Novembro/2019.....	152
Figura 50 - Percepção dos moradores sobre a temática dos resíduos sólidos	153
Figura 51 – Disposição dos moradores à implantação das estratégias de minimização....	154
Figura 52 - Taxa de geração dos RSD para os condomínios A, B, C e D - período I, II e III	156
Figura 53 - Taxa de geração dos RSD para o conjunto de dados de A, B e C- períodos I e II	157
Figura 54 - Taxa de geração dos RSD para o conjunto de dados de C e D - períodos II e III	158
Figura 55 - Medidas de minimização mais adotadas pelos moradores	160
Figura 56 - Taxa de separação da coleta seletiva (T_{xcs}), em %, dos condomínios C e D .	163
Figura 57 –Eficiência da coleta seletiva (E_{fcs}) do condomínio C.....	164
Figura 58 –FSRSD destinada incorretamente no coletor úmido. a) FSRSD e fração úmida do coletor úmido. b) Detalhe da FSRSD do coletor úmido.....	167
Figura 59 – Dificuldades para participar da coleta seletiva, apontadas pelos moradores .	168
Figura 60 – Granulometria da FORSD-Voiron	171
Figura 61 - MOO da FORSD-Voiron verão e inverno.....	172
Figura 62 - Fibras – FORSD-Voiron Verão e Inverno.....	172
Figura 63 - Açúcar - % DQO – FORSD Voiron inverno e verão	173
Figura 64 - AGV - % DQO – FORSD Voiron inverno e verão	174
Figura 65 - Distribuição da DQO líquida da FORSD-Voiron.....	175
Figura 66 - Distribuição da DQO – Solúvel e Particulado da FORSD-Voiron.....	175
Figura 67 - CH ₄ acumulado líquido no bruto – FORSD-Voiron Verão e Inverno (35°C)	176
Figura 68 – CH ₄ acumulado líquido no solúvel – FORSD-Voiron Verão e Inverno (35°C)	176
Figura 69 - Proporção volumétrica de CH ₄ da FORSD-Voiron	178
Figura 70 – Extração de FL durante a operação de prensagem da FORSD-Voiron – Verão, a 6 bar e L/S 5 e 10 g água.g ⁻¹ ST.	180
Figura 71 - Extração de FL durante a operação de prensagem da FORSD-Voiron – Inverno, a 6 bar e L/S 5, 10 e 15 g água.g ⁻¹ ST.	180
Figura 72 - Proporção mássica (% RU, ST et SV) – FORSD-Voiron Verão.....	181
Figura 73 - Proporção mássica (% RU, ST et SV) – FORSD-Voiron Inverno	181
Figura 74 – Açúcares – FORSD-Voiron Verão e Inverno - %DQO	182
Figura 75 - AGV – FORSD-Voiron Verão e Inverno - %DQO	183
Figura 76 – Composição da DQO da FL - FORSD-Voiron	184
Figura 77 – Repartição DQO – FORSD-Voiron Verão e Inverno	185
Figura 78 - CH ₄ acumulado ao longo dos dias na FL – FORSD-Voiron verão - valor médio (35°C).....	186

Figura 79 - CH ₄ acumulado ao longo dos dias na FS – FORSD-Voiron verão - valor médio (35°C).....	186
Figura 80 - CH ₄ acumulado ao longo dos dias na FL – FORSD-Voiron inverno - valor médio (35°C)	186
Figura 81 - CH ₄ acumulado ao longo dos dias na FS – FORSD-Voiron inverno - valor médio (35°C)	186
Figura 82 - Repartição da produção de CH ₄ da FORSD-Voiron.....	188

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condição de tratamento/destinação do RSU por região brasileira e na Paraíba - 2020	26
Tabela 2 – Custos da gestão dos resíduos sólidos por tipo de disposição (US\$/tonelada)..	27
Tabela 3 - Taxa de Geração de RSU	29
Tabela 4 – Composição dos RSU	33
Tabela 5 – Taxa de geração de RSD.....	34
Tabela 6 - Composição dos RSD.....	37
Tabela 7 - Principais impactos ambientais da gestão de RSU.....	38
Tabela 8 - Quantidades estimadas e valor do desperdício alimentar doméstico evitável....	57
Tabela 9 – Reciclagem por regiões no mundo	61
Tabela 10 – Quantidade (% , em massa) de materiais recuperados, por tipo de material	61
Tabela 11 – Preço dos matérias recicláveis comercializados	64
Tabela 12 - Potencial de redução das emissões de CO ₂ relacionadas às atividades das cooperativas e associações no Brasil - 2019.....	67
Tabela 13 - Estimativa dos benefícios econômicos e ambientais gerados pela reciclagem no Brasil.....	67
Tabela 14 – Taxa de crescimento e distribuição de domicílios em 2025.....	68
Tabela 15 – Características de aspectos relacionados a reciclagem em condomínios	71
Tabela 16 - Composição do biogás.....	72
Tabela 17 – Produção de biogás	73
Tabela 18 – Composição da fração orgânica dos RSD	77
Tabela 19 – Valores de BMP para resíduos orgânicos	81
Tabela 20 - Características dos resíduos orgânicos	87
Tabela 21 – Características das frações líquidas (FL) e sólidas (FS) dos bioresíduos pré-tratados com prensa	96
Tabela 22 - Dados demográficos de João Pessoa	100
Tabela 23 – Geração de RSD por tipo de domicílio e participação do RSD no RSU - João Pessoa - PB	105
Tabela 24 – Características dos bairros onde estão localizados os condomínios da amostra	108
Tabela 25- Características dos condomínios analisados.....	109
Tabela 26 – Taxa de geração dos RSD dos condomínios A, B, C e D.....	110
Tabela 27 - Composição gravimétrica dos RSD dos condomínios	110
Tabela 28 - Pesagem RSD – período II e III	114
Tabela 29 - Informações sobre a composição dos RSD dos condomínios A, B, C e D	115
Tabela 30 – Resíduos coletados e comercializados pelas associações de materiais recicláveis e rejeito (2005-2015)	116
Tabela 31 – Dados do experimento da granulometria.....	122
Tabela 32 – ST e SV dos inóculos - caracterização	129
Tabela 33 – Condições cromatográficas das análises.....	131
Tabela 34 – ST e SV dos inóculos – pré-tratamento	136
Tabela 35 - Dados da FORSD coletada.....	137
Tabela 36 – Valor dos RSD comercializados pela associação (Setembro/2021).....	141
Tabela 37 - Parâmetros para calcular a energia economizada devido à reciclagem.....	142
Tabela 38 - Parâmetros para calcular a economia de emissões de GEE devido à reciclagem	143
Tabela 39 – Percentual de impurezas da FORSD utilizada na pesquisa	144

Tabela 40 – Valor teórico do BMP utilizado nas estimativas	144
Tabela 41 – Valores da taxa de geração dos RSD dos condomínios A, B, C e D nos períodos I, II e III em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$	146
Tabela 42 – Composição dos RSD – FSRSD, FORSD e rejeito (2020)	148
Tabela 43 - Renda média domiciliar e <i>per capita</i> dos condomínios da amostra - Novembro/2019	151
Tabela 44 – Taxa de separação dos RSD pela coleta seletiva	162
Tabela 45 – ST, SV e umidade da FORSD-Voiron bruto, particulado e solúvel.....	170
Tabela 46 - NTK – particulado da FORSD-Voiron	174
Tabela 47 - Concentração de Nitrogênio no solúvel da FORSD-Voiron.....	175
Tabela 48 – BMP, biodegradabilidade (BD) e constante cinética (k) do bruto e solúvel – FORSD-Voiron verão e inverno.....	177
Tabela 49 – Composição do biogás da FORSD-Voiron verão e inverno.....	178
Tabela 50 – ST e SV das FL e FS após prensagem à 6 bar por 20 minutos da FORSD- Voiron.....	179
Tabela 51 - Concentração de NTK e NH_4 nas FL e FS da FORSD-Voiron.....	183
Tabela 52 – Concentração de DQO nas FL e FS da FORSD-Voiron	184
Tabela 53 - pH da FL das razões L/S 5, 10 e 15 da FORSD-Voiron verão e inverno	185
Tabela 54 – BMP e constante cinética (k) das FL e FS para as razões L/S 5, 10 e 15- FORSD-Voiron verão e inverno.....	187
Tabela 55 – Composição do biogás da FORSD-Voiron verão e inverno nas razões L/S 5, 10 e 15	187
Tabela 56 – Caracterização da FORSD dos condomínios, A, B, C e D.....	189
Tabela 57 – Estimativas e dados utilizados para o cenário I.....	191
Tabela 58 - Estimativas e dados utilizados para o cenário II potencial.....	192
Tabela 59 - Estimativas e dados utilizados para o cenário II real	193
Tabela 60 - Estimativas e dados utilizados para o cenário II hipotético	194
Tabela 61 - Estimativas e dados utilizados para o cenário III potencial	195
Tabela 62- Estimativas e dados utilizados para o cenário III hipotético	196

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Algumas metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos	47
Quadro 2 - Tipos e modelos de coleta seletiva.....	49
Quadro 3 - Estratégias de minimização dos resíduos sólidos na fonte.....	59
Quadro 4 - Instrumentos econômicos	60
Quadro 5 - Origem e responsabilidade dos resíduos de João Pessoa	102
Quadro 6 - Datas das coletas e análises das amostras	119
Quadro 7 - Parâmetros da bomba	122
Quadro 8 - Análises realizadas e metodologias utilizadas para a FORSD	137
Quadro 9 - Considerações sobre as variáveis e cálculos dos cenários	139

LISTA DE SIGLAS

AGV - Ácidos Graxos Voláteis
AT - Alcalinidade Total
BD – Biodegradabilidade
BMP - *Biochemical Methane Potential* (Potencial Bioquímico do Metano)
CH₄ - Metano
CO - Carbono Orgânico
CO₂ - Dióxido de carbono
CO₂e - CO₂ equivalentes
CT - Carbono Total
CRA - Capacidade De Retenção De Água
CSTR - Continuous Stirred Tank Reactor
CEL - Celulose
DA - Digestão Anaeróbia
DQO - Demanda Química De Oxigênio
EMLUR - Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbana
FDN - Fibra em Detergente Neutro
FDA - Fibra em Detergente Ácido
FORSD - Fração Orgânica Facilmente Biodegradável dos Resíduos Sólidos Domiciliares
E_{cs} - Eficiência da coleta seletiva
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
FORSU - Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
FL - Fração Líquida
FS - Fração Sólida
GEE - Gases do Efeito Estufa
H₂ - Hidrogênio
H₂S - Sulfeto de Hidrogênio
H₂SO₄ - Ácido Sulfúrico
HEM - Hemicelulose
IL - Índice Lipídico
IR - Índice de Refração
IR_{cs} - Índice de Recuperação da coleta seletiva
IRp_{cs} - Índice de Recuperação potencial da coleta seletiva

IP_{cs} - Índice de Participação da coleta seletiva
LCOE - valores dos custos nivelados de energia
LIG - Lignina
LDA - Lignina em Detergente Ácido
L/S - Líquido/Sólido
LTECV - *Loi de transition énergétique pour la croissance verte*
MOO - Matéria Orgânica Oxidável
N₂ – Nitrogênio gasoso
N₂O - Óxido Nitroso
NH₃ - Amônia
NH₄⁺ - Amônio
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl
ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU - Organização das Nações Unidas
PEAD - Polietileno de alta densidade
PET - Polietileno tereftalato
PEVs - Pontos de Entrega Voluntária
pH -Potencial Hidrogeniônico
PIB - Produto Interno Bruto
PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PNRS - Política Nacional Dos Resíduos Sólidos
PP - Polipropileno
QTC - Qualidade na Taxa de Coletor
RCC - Resíduos da Construção Civil
RPU - Resíduos Públicos
RSD - Resíduos Sólidos Domiciliares
RSS - Resíduo de Serviço de Saúde
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
RU- resíduo úmido
SOL - Substâncias Solúveis
SV - Sólidos Voláteis
ST - Sólidos Totais
TS - Taxa de Separação

TSL -Taxa de Separação Líquida

UASB - Reator de lodo anaeróbico de fluxo ascendente

Txs_{cs} - Taxa de separação da coleta seletiva

UE - União Européia

UTRSDR - Unidades de Triagem de Resíduos Sólidos Domésticos Recicláveis

1 INTRODUÇÃO

Diariamente grande quantidade de resíduos é produzida no mundo. Tal geração ocorre principalmente devido ao contingente populacional aliado à mudança no seu perfil de consumo, à intensificação da industrialização e ao processo de urbanização, o qual concentra maior parte da população nos centros urbanos, potencializando ainda mais os problemas relacionados a geração de resíduos. No Brasil, segundo ABRELPE (2021), no ano de 2020, estima-se que foram geradas 82,5 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). A nível mundial, estima-se que a produção anual de RSU aumentará e será de 3,40 bilhões de toneladas em 2050 (KAZA, et al., 2018).

Dentre os RSU, há os resíduos sólidos domiciliares (RSD), oriundo das atividades domésticas em residências urbanas, que juntamente com os resíduos públicos (RPU), provenientes da varrição e limpeza de vias públicas e logradouros e outros, compõem os RSU (BRASIL, 2010a). Os RSD são compostos por materiais orgânicos facilmente biodegradáveis, como restos de alimentos, de degradação mais lenta, como resíduos de jardim, e inorgânicos, a exemplo das embalagens, vidros, alumínio e outros. De acordo com os dados do SNIS (2020), no Brasil, os RSD representam, em média, 76% do total dos RSU. Ambos são compostos em sua maioria resíduos orgânicos (SEIXAS et al., 2006; SOUZA; OLIVEIRA, 2009; SOUZA; GUADAGNIN, 2009; GASQUES, 2013; SOARES, 2011; FERNANDO; LIMA, 2012; ABRELPE, 2020).

A totalidade de resíduos gerada necessita ser tratada e apenas o que não pode ser aproveitado deve ser destinado à unidade de disposição final. O atual cenário da gestão dos resíduos sólidos no Brasil está em desacordo ao previsto na Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei 12.305/2010, que estimula a adoção de padrões sustentáveis na gestão desses resíduos e estabelece que apenas os rejeitos, ou seja, aqueles que não podem ser tratados ou recuperados por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, devem ser encaminhados para os aterros sanitários (BRASIL, 2010a). Contudo, devido à ausência de programas que dêem destino para os demais resíduos gerados, a maioria acaba sendo encaminhada para aterros sanitários, controlados ou até mesmo lixões. De acordo com a Abrelpe (2021), em 2020, muitos municípios brasileiros ainda destinaram seus resíduos de forma inadequada, somando um total de 30 milhões de toneladas de resíduos.

Além disso, atualmente, tem-se um cenário de escassez de áreas disponíveis para construção de novos aterros, principalmente nos grandes centros urbanos, visto que as primeiras áreas exploradas são as mais próximas, restando aquelas mais distantes, que elevam os custos com o transporte dos resíduos da fonte geradora até a destinação final. Essa situação favorece ainda mais a disposição inadequada, causando diversos impactos no meio ambiente e na saúde da população, a exemplo da poluição do solo, da água e do ar, proliferação de vetores transmissores de doenças e ocorrência de enchentes, dentre outros.

Outro aspecto a ser considerado na gestão dos resíduos sólidos é a sua valoração, o inserindo no contexto da economia circular. O aproveitamento das diversas frações dos RSD em tecnologias reconhecidas, tais como a reciclagem e digestão anaeróbia, traz diversos ganhos, não só econômicos, mas também sociais e ambientais.

Nesse sentido, diante da quantidade de resíduos produzidos, da grande participação dos RSD nos resíduos RSU, do potencial poluidor dos mesmos, da ausência de cumprimento da legislação referente à gestão e ao gerenciamento dos resíduos, assim como a importância da implantação da economia circular, a implementação de estratégias de redução de resíduos que visem diminuir a quantidade produzida na fonte, bem como o tratamento daqueles inevitáveis que serão produzidos, mostram-se pertinentes. Tais medidas contribuem para atenuação dos impactos, além da potencialização dos benefícios relacionados aos resíduos sólidos, reduzindo a quantidade encaminhada ao aterro sanitário, a reatividade do resíduo, a quantidade de gases de efeito estufa emitida, assim como possibilitando a valorização do material e energética do resíduo e o cumprimento do PNRS.

1.1 HIPÓTESES DA PESQUISA

A presente pesquisa está baseada nas seguintes hipóteses:

- Campanhas de educação ambiental e a implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais tem efeito significativo na redução da geração e nas quantidades de RSD a serem dispostas em aterro sanitário?
- O RSD apresenta elevado potencial de aproveitamento, devido aos resíduos orgânicos e da fração seca reciclável?
- O pré-tratamento dos resíduos orgânicos é capaz de gerar uma fonte de recurso biodegradável para conversão em metano?

1.2 OBJETIVOS DA PESQUISA

1.2.1 *Objetivo geral*

Analisar o efeito de estratégias de redução de RSD, por meio da sua minimização na fonte, bem como do potencial decorrente do tratamento da fração seca reciclável e orgânica facilmente biodegradável, a fim de reduzir a quantidade de resíduos encaminhados aos aterros sanitários e os impactos envolvidos.

1.2.2 *Objetivos específicos*

- Identificar a percepção dos moradores dos condomínios residenciais quanto aos aspectos relacionados aos resíduos sólidos;
- Avaliar os efeitos da sensibilização e da coleta seletiva sobre as quantidades de RSD gerados e destinados ao aterro sanitário;
- Identificar as principais medidas de minimização do RSD adotadas pelos moradores dos condomínios residenciais verticais da amostra;
- Identificar as principais dificuldades para implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais verticais;
- Estimar o valor econômico das frações secas potencialmente recicláveis, a partir da composição gravimétrica do RSD produzido pelas diferentes populações alvo;
- Estudar as condições de pré-tratamento da fração orgânica facilmente biodegradável do RSD com vistas a otimizar sua bioconversão em metano;
- Estimar cenários de gestão para o RSD gerado nos condomínios da amostra, assim como pelo conjunto de condomínios do município de João Pessoa.

1.3 ESTRUTURA DA TESE

A presente tese está dividida em sete capítulos (introdução, referencial teórico, características da área de estudo, material e métodos, resultados, conclusões e recomendações), além das referências bibliográficas e apêndices.

O capítulo 1 (introdução) diz respeito aos aspectos introdutórios relacionados a temática da pesquisa, incluindo as hipóteses, os objetivos e a estrutura da tese.

No capítulo 2 (referencial teórico) são apresentadas informações sobre a geração, composição e gestão dos RSU e RSD, bem como sobre as três estratégias para redução de RSD enviados aos aterros sanitários, a saber: prevenção da geração de resíduos (E1) e tratamento do RSD por meio da reciclagem (E2) e da digestão anaeróbia (E3).

O capítulo 3 (características da área de estudo) discorre sobre as características gerais do município de João Pessoa, assim como de aspectos relacionados à gestão dos RSU e RSD, evidenciando o aumento da quantidade de apartamento e consequente resíduo gerado nessas habitações, e também a participação dos RSD em relação aos resíduos gerados no município. No capítulo mencionado, ainda são apresentadas as características dos condomínios que compõem a amostra da pesquisa.

No capítulo 4 (materiais e métodos) são apresentados os materiais e métodos utilizados para alcançar os objetivos propostos da pesquisa, no qual foram reunidos os procedimentos relacionados ao RSD, à sua redução na fonte, à fração seca potencialmente reciclável dos RSD e à fração orgânica desses resíduos. Ainda nesse capítulo, são demonstradas as análises de cenários de gestão para os RSD.

Uma parte da pesquisa foi realizada no *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon* (INSA Lyon), em Lyon, na França, como parte das atividades desenvolvidas durante o período sanduíche do doutorado na instituição mencionada. O trabalho desenvolvido na França teve por objetivo estudar um pré-tratamento para a fração orgânica do RSD antes de submetê-lo à digestão anaeróbia (DA), a fim de otimizar o processo de geração de biogás. A metodologia e resultados desse estudo estão contidos nos capítulos 4 e 5, respectivamente.

O capítulo 5 (resultados) trata dos resultados obtidos no estudo. São apresentados dados sobre a geração e composição dos RSD, uma parte sobre as características relacionadas à fração seca dos RSD, outra a respeito da fração orgânica do RSD, que inclui os resultados obtidos no estudo prévio sobre a DA, realizado na França, e uma seção sobre diferentes cenários de gestão possíveis.

No capítulo 6 (conclusões) têm-se as conclusões do estudo. Enquanto que no capítulo 7 (recomendações) são apresentadas sugestões para futuras pesquisas relacionadas ao tema. Por fim, são exibidas as referências bibliográficas citadas na tese e os apêndices com informações adicionais da pesquisa.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

O conhecimento da quantidade e composição gravimétrica e físico-química dos resíduos é um passo essencial para o planejamento e desenvolvimento da sua gestão, necessário para definição de políticas públicas que considerem as alternativas disponíveis conforme a geração e tipo de resíduo. Essa informação é indispensável para o gerenciamento dos resíduos, na estruturação das etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento, destinação final, bem como de políticas voltadas para a educação ambiental.

A coleta é uma etapa fundamental na gestão dos resíduos sólidos. A taxa de coleta geralmente varia com a disponibilidade de recursos financeiros. Em países de renda média alta, a coleta dos resíduos é quase universalizada, já países de baixa renda são coletados aproximadamente 48% dos resíduos nas cidades, esse percentual é bastante inferior em áreas rurais, cerca de 26% (KAZA et al., 2018).

O Brasil possui elevados percentuais de coleta de RSU. Segundo a ABRELPE (2021) cerca de 92% foram coletados em 2020, um total de 76,1 milhões de toneladas, que representa um *per capita* de 359,3 kg.hab⁻¹.ano⁻¹. Embora grande parte da população seja atendida pelo serviço de coleta, segundo SNIS (2021), em 2020, aproximadamente 2,5 milhões de habitantes urbanos ainda não o eram e esse contingente aumentou para 18,3 milhões de habitantes na zona rural.

Cerca de 37% dos resíduos gerados no planeta são destinados em algum tipo de aterro, com apenas 8% destes dispostos em aterros sanitários com sistema de coleta de gás (KAZA et al., 2018). Do restante dos resíduos, conforme a fonte citada, 33% são destinados em locais abertos, 19% são recuperados por meio de reciclagem e compostagem, e 11% são encaminhados para incineração. Na Europa, é observado uma tendência de diminuição na destinação dos resíduos em aterros e um crescimento de opções mais adequadas, como a reciclagem e compostagem (EUROSTAT, 2021). Na França, por exemplo, em 2017, a maioria dos resíduos foram enviados para a reciclagem, cerca de 30%, o restante ou foi incinerado, cerca de 31%, ou aterrado, cerca de 19% (ADEME, 2020).

Situação diferente é observada no Brasil. Grande parte dos RSU gerados no país é destinada a aterros sanitários. De acordo com SNIS (2021), em 2020, 72,3% do total potencialmente coletado foram encaminhados para esse tipo de destinação, 14,4% para

lixões, 11,4% para aterros controlados e apenas pequena quantidade foi recuperada, 1,6% em unidades de triagem e 0,4% em unidades de compostagem. Quando considerado apenas o total enviado a unidade de disposição final (aterro sanitário, lixão e aterro controlado) de acordo com a fonte citada, os percentuais mudam para 73,8%, 14,6% e 11,6%, respectivamente. Os dados da Abrelpe (2021) indicam situação mais preocupante, na qual cerca de 40% dos resíduos (30.277.390 t) produzidos em 2020, foram destinados em lixões e aterros controlados.

A Tabela 1 apresenta a condição de tratamento e destinação dos RSU por região, bem como no estado da Paraíba. Da mesma, pode-se observar a predominância de lixões na região nordeste, assim como das usinas de triagem e compostagem na região sudeste.

Tabela 1 - Condição de tratamento/destinação do RSU por região brasileira e na Paraíba - 2020

Condição	Brasil	Sul	Sudeste	Centro-oeste	Norte	Nordeste	Paraíba
Aterro sanitário municipal nele próprio	613	146	352	29	9	77	9
Aterro sanitário municipal em outro município	149	14	33	16	2	84	5
Aterro sanitário privado nele próprio	127	43	52	6	7	19	5
Aterro sanitário privado em outro município	1634	768	647	51	26	142	14
Aterro sanitário de consórcio intermunicipal nele próprio	30	15	9	3	1	2	0
Aterro sanitário de consórcio intermunicipal em outro município	242	105	69	19	14	35	0
Aterro controlado municipal nele próprio	137	79	0	1	12	45	0
Aterro controlado municipal em outro município	4	2	0	0	1	1	0
Lixão nele próprio	2475	19	356	341	378	1381	190
Lixão em outro município	11	0	2	1	0	8	0
Incineração nele próprio	0	0	0	0	0	0	0
Incineração em outro município	0	0	0	0	0	0	0
Usina de triagem e compostagem nele próprio	95	0	95	0	0	0	0
Usina de triagem e compostagem em outro município	3	0	3	0	0	0	0
Aterro em vala nele próprio	49	0	49	0	0	0	0
Aterro em vala em outro município	1	0	1	0	0	0	0
Número de municípios	5570	1191	1668	467	450	1794	223

Fonte: ABETRE (2020)

A gestão dos RSU é uma atividade onerosa e representa um percentual elevado do orçamento municipal, especialmente para as localidades com menos recursos. Em Países

como a França, a maioria dos custos ocorre nas etapas de coleta (42%) e tratamento (42%), sendo o custo completo, em 2016, uma média de R\$ 432,00 por habitante.ano⁻¹ (ADEME, 2020). No Brasil, em 2019, segundo a Abrelpe (2020), o manejo dos resíduos sólidos resultou num custo de R\$ 137,73 por habitante.ano⁻¹, ou seja, aproximadamente R\$ 24 bilhões no Brasil. A fonte mencionada destaca que há uma fragilidade nesse sistema, visto que apenas 44,8% dos municípios fazem cobrança pelos serviços, que não cobre todos os custos, mas apenas cerca de 57%. Na Tabela 2 é apresentado custos com a gestão dos resíduos sólidos, a nível mundial, por tipo de disposição adotada. Observa-se que a coleta e transporte são as atividades mais onerosas.

Tabela 2 – Custos da gestão dos resíduos sólidos por tipo de disposição (US\$/tonelada)

	Países de baixa renda	Países de baixa a média renda	Países de média a alta renda	Países de alta renda
Coleta e transporte	20-50	30-75	50-100	90-200
Aterros sanitários	10-20	15-40	20-65	40-100
Lixões	2-8	3-10	-	-
Reciclagem	0-25	5-30	5-50	30-80
Compostagem	5-30	10-40	20-75	35-90

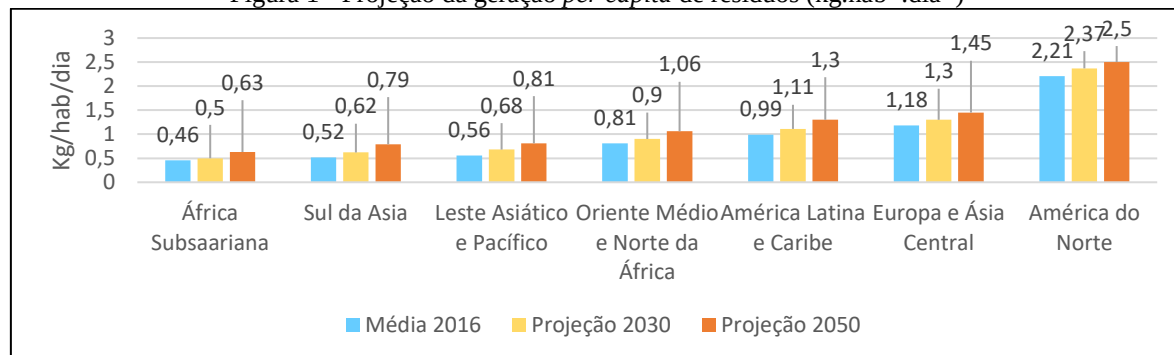
Fonte: Kaza et al. (2018)

2.1.1 Geração de RSU

A geração de resíduos está positivamente correlacionada com os níveis de renda e de urbanização. Conforme Kaza et al. (2018), embora representem apenas 16% da população mundial, os países mais ricos são responsáveis pela geração de 34% (683 milhões toneladas) dos resíduos do mundo.

Essa geração tende a aumentar, como pode ser observado na estimativa da produção mundial dos resíduos, por região, apresentada na Figura 1. Nota-se uma maior geração na América do Norte e nas regiões da Europa e Ásia central.

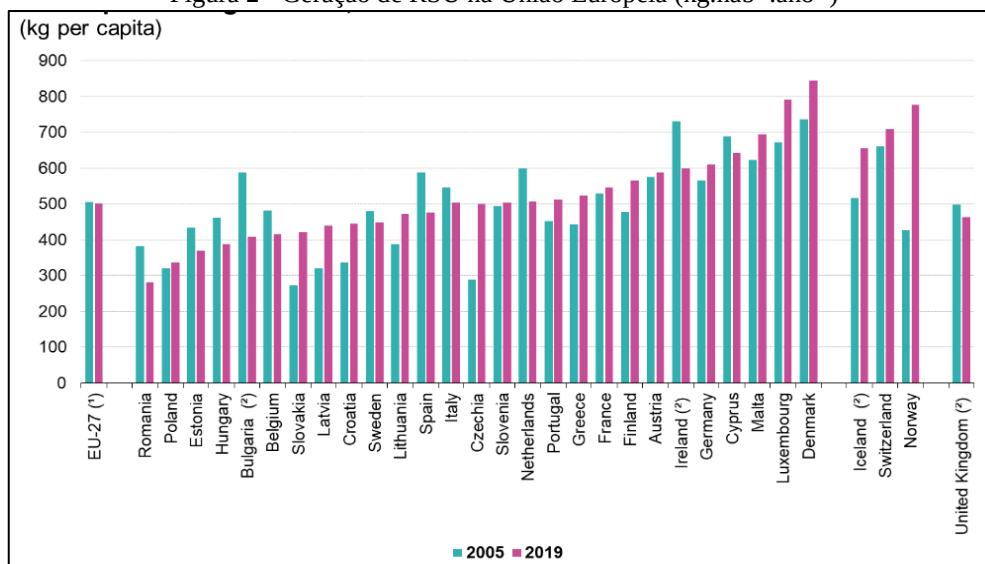
Figura 1 - Projeção da geração *per capita* de resíduos (kg.hab⁻¹.dia⁻¹)



Fonte: Kaza et al. (2018)

Mesmo em uma única região a geração dos RSU varia de um país a outro. Na União Europeia (UE), por exemplo, em 2019, foi observado uma produção *per capita* variando de 280 kg.hab⁻¹.ano⁻¹, na Romênia, a 844 kg.hab⁻¹.ano⁻¹, na Dinamarca (Figura 2). Na França, foram gerados, em 2019, aproximadamente 546 kg.hab⁻¹.ano⁻¹, um valor já próximo a média para a UE (Figura 2).

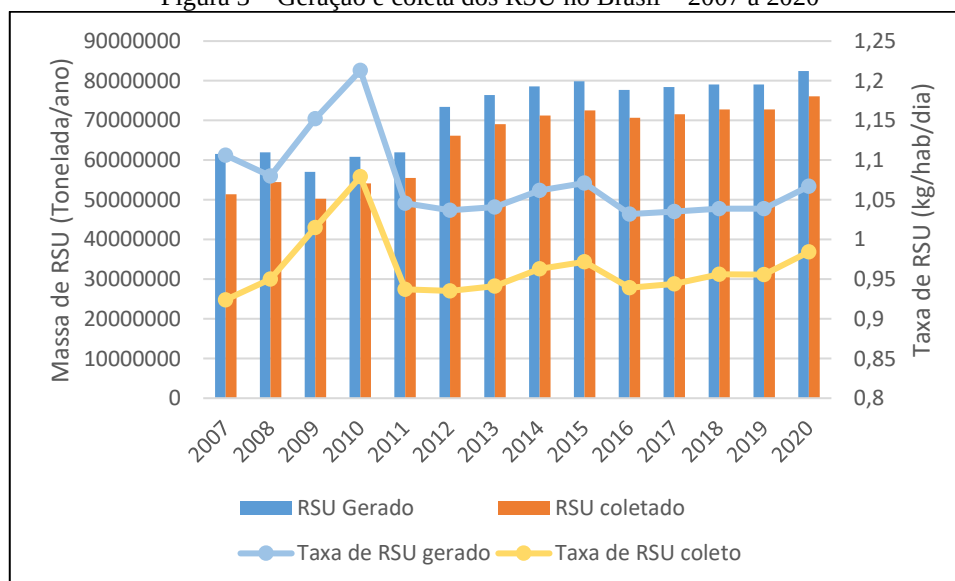
Figura 2 - Geração de RSU na União Europeia (kg.hab⁻¹.ano⁻¹)



Fonte: Eurostat (2021)

No Brasil a quantidade de RSU gerado e coletado vem aumentando ao longo dos anos, como pode ser visualizado na Figura 3.

Figura 3 – Geração e coleta dos RSU no Brasil – 2007 a 2020



Fonte: Abrelpe (2006-2021)

Tal fato é influenciado pelo crescimento no contingente populacional e investimentos na coleta dos resíduos. Contudo, a geração dos RSU, nas últimas décadas, vem superando o crescimento populacional, fato observado pelo crescimento da geração *per capita* desses resíduos, que apenas nos anos de 2009 e 2010 apresentaram valores *per capita* superiores ao observado em 2020. Neste ano, cada brasileiro gerou 390 kg de RSU, que representa uma geração de 1,07 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (ABRELPE, 2021).

Na Tabela 3 é sintetizado trabalhos na literatura que determinaram a geração dos RSU. Observa-se que a média nacional pode variar em diferentes localidades.

Tabela 3 - Taxa de Geração de RSU

Localidade	Taxa de geração Kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	Referências
Região Sudeste do Brasil	1,26	ABRELPE (2021)
Região Centro-Oeste do Brasil	1,02	ABRELPE (2021)
Região Nordeste do Brasil	0,97	ABRELPE (2021)
Região Norte do Brasil	0,90	ABRELPE (2021)
Região Sul do Brasil	0,81	ABRELPE (2021)
Iomerê, Santa Catarina, Brasil	0,22	Campos et al. (2017)
Municípios de pequeno porte na mesorregião do Sertão da Paraíba, Brasil	0,36-0,61	Soares et al. (2015)
Leopoldina, MG, Brasil	0,42	Faria (2005)
Cocal do Sul, SC, Brasil	0,44	Souza; Guadagnin (2009)
Maxixe, Moçambique	0,70	Fernando; Lima (2012)
João Pessoa, Paraíba	0,81	Medeiros et al. (2015)
Campo Mourão, PR, Brasil	0,97	Gasques (2013)

Campos et al. (2017) identificaram a taxa de geração de RSU do município de Iomerê de 0,22 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, cuja taxa específica de orgânico, material reciclável, rejeito e uma fração denominada de outros, foram de aproximadamente 0,13, 0,03 0,05 e 0,007 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, respectivamente.

Faria (2005) realizou a caracterização quantitativa e qualitativa dos RSU da cidade de Leopoldina destinados ao lixão, encontrando uma taxa de 0,42 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Souza e Guadagnin (2009) avaliaram o sistema de coleta e o destino dos RSU de Cocal do Sul e observaram uma geração *per capita* de 0,44 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Fernando e Lima (2012) realizaram a caracterização gravimétrica dos RSU em três bairros no município de Maxixe e com base nos dados coletados estimaram uma taxa de geração de 0,7 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. De forma semelhante, Gasques (2013) caracterizou, quantitativamente e qualitativamente, os RSU gerados no município de Campo Mourão, por meio da pesagem dos caminhões coletores enviados ao aterro municipal, constatando uma geração de 0,97 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Já no estudo realizado por Medeiros et al. (2015) com os RSU de alguns bairros do município

de João Pessoa, com exceção dos resíduos de limpeza urbana, foi observado uma taxa de 0,806 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, em 2010. Os autores observaram ainda um aumento de 32,4% na massa coletada de RSD entre 2003 e 2010, superior ao aumento populacional de 15,1%, nesse período. Os autores ainda estimaram que, em 2030, os valores da taxa de geração *per capita* de RSD poderão variar entre 0,85 e 1,78 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ de massa coletada de RSD, caso mantido o ritmo de geração de resíduos.

Alguns fatores socioeconômicos têm sido relacionados com a geração de resíduos. Martínez (2015), observou uma relação entre as grandes cidades e uma maior geração de resíduos sólidos, quando comparado com cidades pequenas. Conclusões semelhantes foram obtidas por Oliveira e Athayde Júnior (2017), ao analisar a influência do tamanho populacional e do Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios brasileiros na geração do RSU. Os autores observaram que os municípios com população entre 1 e 3 milhões de habitantes apresentaram maior geração de resíduos, com médias da taxa *per capita* de RSU de aproximadamente 1,15 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Por outro lado, os autores identificaram menor geração em municípios com população inferior a 30 mil habitantes, cuja geração média de RSU foi cerca de 0,74 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ e 0,48 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, ao considerar apenas a população urbana e total, respectivamente. Os autores também concluíram que a renda exerce influência na geração de RSU em municípios com população até 250.000 habitantes, nos quais, o crescimento do PIB *per capita* foi acompanhado pelo aumento da geração *per capita* de RSU. Medeiros et al. (2015) identificaram também a relação entre geração de RSU e padrão de consumo, ao observar fortes correlações entre massa desses resíduos *per capita* e consumo *per capita* de energia e índice de alfabetização e de renda domiciliar.

Chía e Muñoz (2014) ao estudar variáveis que influenciam na geração de resíduos sólidos em dez municípios representativos do departamento de Cundinamarca, Colombia, entre 2007 e 2012, concluíram que a taxa de cobertura no ensino fundamental, a atividade turística e o percentual da população localizada na zona urbana foram fatores que interferiram na geração de resíduos sólidos nos municípios analisados.

2.1.2 Composição gravimétrica do RSU

A composição do RSU varia de uma localidade a outra, influenciada pela cultura, padrão de consumo e nível de renda dos indivíduos (AYODELE et al., 2018). Segundo os autores, são esperados a predominância de materiais biodegradáveis orgânicos nos RSU,

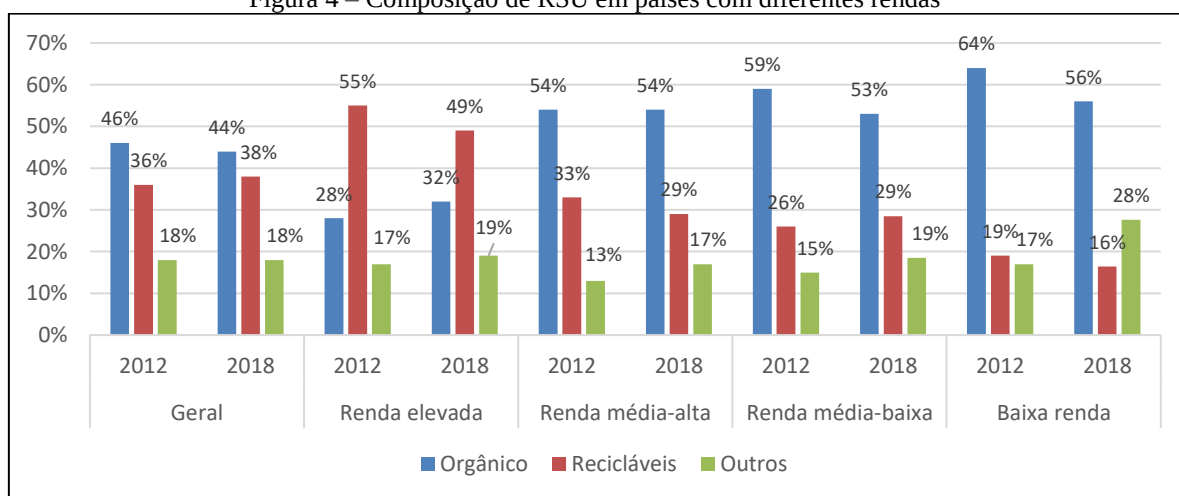
como resíduos de alimentos e outros putrescíveis em localidades de baixa renda, enquanto nos países desenvolvidos observa-se maiores quantidades de papel, plástico, metal e vidro na composição.

Segundo Kaza et al. (2018), países de alta renda geram relativamente menos resíduos alimentares e resíduos de poda (32%) e mais resíduos secos (51%) que podem ser reciclados, tais como plástico, papel, papelão, metal e vidro (Figura 4). De acordo com a mesma fonte, os países de renda média e baixa geram, respectivamente, 53% e 56% de resíduos alimentares e resíduos de poda, sendo que em países de baixa renda, os materiais secos recicláveis representam apenas 16% do fluxo de resíduos, contudo, esse percentual aumenta à medida que a renda aumenta, principalmente em relação à produção de papel.

Mesmo em uma única cidade é possível observar variação na composição conforme a situação econômica do bairro. Em Naucalpan, no México, o estudo realizado na composição dos resíduos identificou a maior presença de matéria orgânica em bairros de baixa renda, assim como percentual superior de papel e de resíduos de jardim e de obras nos bairros com maior renda (EPA, 2021).

A composição dos RSU também pode variar ao longo do tempo. A composição dos RSU a nível mundial em anos distintos pode ser visualizada na Figura 4. Observa-se uma diminuição da fração orgânica e aumento da fração potencialmente reciclável entre os dois anos analisados para o conjunto dos dados. Nos países de renda média-baixa e baixa observa-se uma diminuição da participação do material orgânico e crescimento de outros materiais, tais como têxteis, couro, borracha, multilaminados, lixo eletrônico, eletrodomésticos, cinzas, e outros materiais inertes.

Figura 4 – Composição de RSU em países com diferentes rendas



Fonte: Hoornweg e Bhada-Tata (2012); Kaza et al. (2018)

Os estudos sobre a composição dos resíduos variam na nomenclatura e no tipo de classificação, especialmente em relação a fração seca reciclável, composta por principalmente por papel, papelão, plástico, vidro, metais e embalagens longa vida, que em muitos casos dificulta na comparação dos resultados. Na Tabela 4 pode-se visualizar a composição dos RSU em algumas localidades.

Conforme a tabela mencionada, a fração orgânica é o principal componente presente nos resíduos. A nível mundial, cerca de 44% dos resíduos são orgânicos, próximo ao observado no Brasil (45%), o que representa a possibilidade de recuperação de boa parte desse resíduo, como composto ou biogás, por exemplo. Já a fração seca potencialmente reciclável corresponde a aproximadamente 38% a nível mundial e 34% no Brasil. Dentre esta fração, destaca-se a produção de plástico, papel e papelão. Dessa forma, percebe-se que grande parcela dos RSU, cerca de 82% a nível mundial e 79% no Brasil, podem ser reaproveitados.

Tabela 4 – Composição dos RSU

Material (%)	Mundo	França	Sønderborg - Dinamarca	Maxixe – Moçambique	Brasil	Uberlândia – MG - Brasil	Presidente Castelo Branco – PR - Brasil	Cocal do Sul – SC - Brasil	Rio de Janeiro – RJ - Brasil	Campo Mourão – PR - Brasil	Ingá- PB - Brasil	Yogyakarta - Indonésia
Matéria orgânica	44 ²	25 ⁵	33 ⁹	47,7	45,3	64	45	37,41	40 ²¹	46	64,82	61,12
Têxteis, couros e borrachas	2 ³	2 ⁶	-	1,9	5,6	-	-	7,93 ¹⁸	5 ²²	-	3,75 ²⁶	0,68
Metais	4	3	3 ¹⁰	3,3	2,3	11	6	3,79	2	4	0,85	2,12
Vidro	5	13	7,3	3,5	2,7	4	6	3,75	4	4	1,11	10,66
Plástico	12	13	4,4 ¹¹	2,1	16,8	4	14	17,7 ¹⁹	20	12	9,28	10,79
Papel e papelão	17	22	25,2 ¹²	4	10,4	15	12	15,77	15	19 ²⁵	2,47	6,18
Tetra Pack	-	-	-	-	1,4	-	-	2,44	-	-	0,51	-
Rejeitos	-	11 ⁷	-	33,4 ¹⁴	14,1	-	17 ¹⁷	8,89 ²⁰	8 ²³	15	14,91 ²⁷	8,33
Outros	16 ⁴	11 ⁸	27,2 ¹³	4,2 ¹⁵	1,4	2 ¹⁶	-	2,26	5 ²⁴	-	2,31 ²⁸	0,13
Total Fração seca¹	38	51	39,9	12,9	33,6	34	38	43,45	41	39	14,22	29,75
Fonte	Kaza et al. (2018)	ADEME (2017)	Cimpan et al. (2015)	Fernando; Lima (2012)	Abrelpe (2020)	Gonçalves e Dias (2007)	Souza; Oliveira (2009)	Souza; Guadagnin (2009)	Soares (2011)	Gasques (2013)	Lucena; Oliveira (2018)	Utami et al. (2018)

¹Somatório das frações “metais”, “vidro”, “plástico”, “papel e papelão” e “tetra pack”; ²Comida e resíduo verde; ³Borracha e couro; ⁴Somatório de “outros” e “madeira”;

⁵Denominado de matéria orgânica putrescível; ⁶Apenas têxteis; ⁷No trabalho é denominado de Têxteis sanitários; ⁸Somatório de “Compósitos”, “Combustíveis e incombustíveis não classificados”, “resíduos perigosos” e “elemento finos”; ⁹Comida e resíduo verde; ¹⁰Somatório de “Alumínio”, “metais não ferrosos” e “metais ferrosos”; ¹¹Somatório de “plástico duro”, “Plástico mole” e “outros plásticos”; ¹²Somatório de “papel reciclável” e “papel e cartão de embalagem”; ¹³Somatório de “resto” e “tecidos de cozinha”; ¹⁴Apenas “materiais finos”; ¹⁵Apenas “entulho”; ¹⁶Somatório de “outros” e “madeira”; ¹⁷No trabalho é denominado de outros; ¹⁸No trabalho é denominado de “Pano/trapo/têxteis”; ¹⁹Inclui Plástico mole, duro/isopor; ²⁰No trabalho é denominado de “sanitários”; ²¹Somatório de “matéria orgânica” e “côco”; ²²Apenas trapo; ²³No trabalho é denominado de “outros”; ²⁴Somatório de “madeira” e “isopor”; ²⁵Apenas papel; ²⁶No trabalho é denominado de “Panos e trapos”; ²⁷No trabalho é denominado de “Higiene pessoal”; ²⁸Somatório de “especiais”, “inertes” e “inflamáveis”;

2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES (RSD)

2.2.1 Geração de RSD

Os RSD estão intimamente relacionados com os resíduos gerados no município. Conforme dados do SNIS (2021), em 2019, cerca de 76% dos RSU do Brasil é constituído pelos RSD, sendo os 24% restantes, RPU. Por esse motivo, ações voltadas para a gestão desses resíduos mostram-se prioritárias a fim de minimizar os impactos relacionados aos resíduos sólidos.

Na Tabela 5 são apresentados estudos que determinaram a taxa de RSD, um parâmetro importante para a gestão desses resíduos.

Tabela 5 – Taxa de geração de RSD

Localidade	Taxa de geração kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	Referências
Outros países		
Cape Haitian, Republica do Haiti	0,21	Philippe; Culot (2009)
Beijing, China	0,23	Qu et al. (2009)
Medan Labuhan, Indonesia	0,23	Khair et al. (2019)
Medan Tuntungan, Indonesia	0,25	Khair et al. (2019)
Can Tho, Mekong Delta, Vietnã	0,28	Thanh et al. (2010)
Tulsipur, Nepal	0,33	Dangi et al. (2013)
Xiamen, China	0,35	Xiao et al. (2015)
Annaba, Algeria	0,48	Cheniti et al. (2013)
Tandil, província de Buenos Aires, Argentina	0,40	Villalba et al. (2020)
Gulberg Town, Lahore, Paquistão	0,79	Jadoon et al. (2014)
Brasil		
Arapiraca, Alagoas	0,10- 0,35	Santos et al.(2020a)
São Sebastião, Alagoas	0,29	Santos et al.(2020a)
João Pessoa, Paraíba ^a	0,53	Athayde Júnior et al. (2014)
Juazeiro do Norte, Ceará	0,47	Feitosa et al. (2018)
Teotônio Vilela, Alagoas	0,57	Santos et al.(2020a)
Maceió, Alagoas	0,59	Silva et al. (2021)
Caçu, Goiás	0,68	Souza e Araújo (2014)
Curitiba, Paraná	0,6-0,7	Silva e Rodrigues (2011)
Juiz de Fora, Minas Gerais	0,7	Menezes et al. (2019)
João Pessoa, Paraíba ^b	0,79	Athayde Júnior et al. (2014)

^a Apartamentos em edificações multifamiliares.

^b Residências unifamiliares

Como pode-se observar na Tabela 3, os valores da taxa de RSU (0,22 à 0,97 kg.hab⁻¹.dia⁻¹) são superiores aos da taxa de RSD (0,21 à 0,79 kg.hab⁻¹.dia⁻¹), na sua maioria. Fato compreensível, visto que esses últimos são uma parcela dos resíduos produzidos em um município. Observa-se também que as taxas de RSD são próximas as de RSU, demonstrando a elevada participação do resíduo domiciliar no urbano.

Devido a representatividade na totalidade gerada, diversos estudos têm quantificado o RSD. No estudo de Philippe e Culot (2009) foi analisado o perfil da geração dos RSD na cidade de Cape Haitian, a fim de obter dados relevantes para melhorar a gestão desses resíduos e obtiveram taxa de $0,21 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Qu et al. (2009) estudaram a geração e composição de 113 residências em seis distritos da cidade de Beijing durante dez dias e obtiveram uma taxa média de $0,23 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Khair et al. (2019) estimaram a geração e composição dos RSD das cidades de Medan Tuntungan e Medan Labuhan, obtendo valores de $0,25$ e $0,23 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente. Com o objetivo de identificar novas oportunidades de reciclagem dos RSD da cidade de Can Tho, Thanh et al. (2010) avaliaram a quantidade e composição dos resíduos produzidos em 100 residências da localidade e obtiveram média de $0,28 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Dangi et al. (2013) caracterizaram os RSD de aproximadamente 100 famílias do município de Tulsipur, encontrando média de $0,33 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Xiao et al. (2015) utilizaram a técnica de amostragem espacial multi-objeto para selecionar 191 residências na região de rápida urbanização de Xiamen. Os autores observaram diferentes taxas de geração de RSD entre as residências, com média de $0,35 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. No estudo realizado por Cheniti et al. (2013) foi investigado a composição e geração dos RSD da cidade de Annaba, em diferentes épocas do ano. Os resultados apontaram que houve variações na geração dos resíduos nas diferentes estações e tipos de moradias, com média de $0,48 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Jadoon et al. (2014) também analisaram e compararam os RSD coletados em diferentes estações do ano e grupos socioeconômicos da cidade de Lahore. Os autores obtiveram uma taxa média de produção *per capita* de $0,79 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e observaram diferenças nos resíduos alimentares e alguns tipos de resíduos, a exemplo do papelão.

No Brasil, estudos também têm determinado a geração RSD. Santos et al. (2020a) analisaram a composição gravimétrica e a taxa de geração de RSD, separados em orgânicos e inorgânicos, de três municípios de Alagoas, a saber: zona rural de Arapiraca, São Sebastião e Teotônio Vilela, cujas taxas de RSD foram de $0,10$ - $0,35$, $0,29$ e $0,57 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente. Athayde Júnior et al. (2014) analisaram a geração de RSD em edificações multifamiliares e residências unifamiliares de João Pessoa e obtiveram valores distintos para as taxas, $0,53$ e $0,79 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente. De acordo com os autores, o maior valor observado para as residências unifamiliares é atribuído à existência de jardins, geralmente presente nesse tipo de habitação. Souza e Araújo (2014) também determinaram a caracterização física dos RSD coletados no município de Caçu e identificaram uma geração

de 0,68 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. De forma semelhante, Menezes et al. (2019) estimaram a geração dos RSD de Juiz de Fora, próxima a 0,7 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Silva e Rodrigues (2011) também obtiveram uma geração *per capita* próxima, de 0,6 e 0,7 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, em dois condomínios residenciais localizados em Curitiba, Paraná.

Nesse sentido, alguns estudos além de determinar a geração dos resíduos, buscaram identificar diferentes fatores que se relacionam com a geração desses resíduos. Villalba et al. (2020) realizaram a caracterização, em termos de composição e quantidade, de resíduos sólidos de Tandil, na Argentina em diferentes estações do ano, assim como a relação com estratos socioeconômicos. Como resultado, os autores observaram que enquanto a composição geral dos resíduos permaneceu estável durante as coletas de outono e primavera, a taxa de geração de RSD aumentou de forma constante, com uma taxa média de RSD de 0,401 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Com objetivo semelhante, Feitosa et al. (2018) identificaram uma relação positiva entre a geração *per capita* de RSD e o nível de renda, que, no entanto, diminuiu no nível mais elevado de rendimento, com média da geração em todos os estratos de 0,47 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ do RSD em Juazeiro do Norte, Brasil. Tal fato também foi observado em Silva et al. (2021), no qual a média da geração *per capita* de RSD em Maceió, Brasil, foi de 0,59 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, que atingiu o valor de 0,87 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, em regiões com estrato socioeconômico mais elevado. Os autores identificaram também diferentes valores nos períodos chuvosos (0,58 kg.hab⁻¹.dia⁻¹) e secos (0,61 kg.hab⁻¹.dia⁻¹).

2.2.2 Composição gravimétrica do RSD

A composição específica do RSD (Tabela 6) é semelhante à do RSU (Tabela 4). Observa-se, contudo, um percentual da fração orgânica ligeiramente mais elevado, enquanto que a fração reciclável é no geral inferior.

De forma semelhante ao observado para os RSU, diferentes fatores influenciam na composição dos resíduos. Segundo Menezes et al. (2019) regiões de maior poder aquisitivo e grau de instrução tendem a produzir maior quantidade de materiais recicláveis, enquanto que regiões de baixa renda domiciliar e grau de instrução, é observado maior geração de matéria orgânica nos RSD. Costa et al. (2012), ao realizar a composição gravimétrica do RSD no município de Salinas, em Minas Gerais, Brasil, identificaram que famílias com maior poder aquisitivo e grau de instrução mais elevado apresentaram maior produção de material reciclável, enquanto que nos setores periféricos, onde há a predominância de

famílias de baixa renda e grau de instrução inferior, os percentuais de matéria orgânica foram superiores. Silva et al. (2021) também identificaram comportamento semelhante da fração orgânica, que predominou em bairros com estratos socioeconômicos inferiores. No trabalho de Feitosa et al. (2018) a fração reciclável foi superior em domicílios com maior poder aquisitivo.

Tabela 6 - Composição dos RSD

Material (%)	Maceió - AL - Brasil	Juazeiro do Norte - CE - Brasil	Caçua - GO - Brasil	João Pessoa - PB - Brasil	Tandil, Argentina	Salinas - MG - Brasil	Ponta Grossa - PR - Brasil	Juiz de Fora - MG - Brasil	Balneário Camboriú - SC - Brasil
Matéria orgânica	67,45	58,51	54,9	69,6	53,75	52,5	42	43,81	38,2
Têxteis, couros e borrachas	-	2,91 ¹	-	-	1,5	-	-	-	-
Metais	-	1,03	3,3	1,5 ⁷	1,16 ⁹	1,6	3	-	-
Vidro	-	1,65	3,5	2,7	6,62	2,9	3	-	-
Plástico	-	8,59 ²	19,4 ⁶	7,3 ⁸	9,81 ¹⁰	2,3	17	-	-
Papel e papelão	-	4,92	12,4	6,4	7,47	24,5	7	-	-
Tetra Pack	-	0,62	1,0	1,2	0,98	-	-	-	-
Rejeitos	12,23	19,47 ³	-	-	15,27 ¹¹	-	27	10,10	32,5
Outros	-	2,3 ⁴	5,5 ⁷	11,2	3,44 ¹²	16,2	-	14,36 ¹³	-
Total Fração seca	20,32	17,02⁵	39,6	19,1	26,04	31,3	31	31,74	-
Fonte	Silva et al. (2021)	Feitosa et al. (2018)	Souza e Araújo (2014)	Luna et al. (2010)	Villalba et al. 2020	Costa et al. (2012)	Gomes et al. (2017)	Menezes et al. (2019)	Garther (2015)

¹Somatório das frações “borracha” e “trapo”; ²Somatório das frações “plástico filme”, “plástico rígido” e “PET”; ³Somatório das frações “fraldas”, “papel sanitário” e “rejeito”; ⁴Somatório das frações “madeira”, “resíduos especiais”, “resíduos da construção civil”, “isopor” e “embalagens metalizadas”; ⁵Somatório obtido considerando 0,21% de Mela, um tipo de borracha PVC, reciclada na região; ⁶Somatório das frações “plástico” e “PET”; ⁷Somatório das frações “resíduos perigosos” e “outros”; ⁸Somatório das frações “metais ferrosos” e “alumínio”; ⁹Somatório das frações “plástico rígido”, “plástico filme” e “PET”; ¹⁰Somatório das frações “alumínio” e “metais ferrosos”; ¹¹Somatório das frações “PET”, “HDPE” e “outros plásticos”; ¹²Somatório das frações “rejeito” e “resíduo sanitário”; ¹³Somatório das frações “baterias”, “material eletrônico”, “resíduos perigosos” e “resíduo de jardim”; ¹⁴Resíduos contaminantes.

2.3 GESTÃO DOS RSU E RSD

2.3.1 Impactos

Assim como outras atividades, a gestão dos resíduos também causa diversos impactos no meio ambiente e na saúde humana. Esses impactos são intensificados à medida

que aumenta a quantidade de resíduos gerados e estes não são destinados de forma ambientalmente adequada, situação recorrente em muitos municípios brasileiros. O inadequado gerenciamento dos resíduos sólidos pode ocasionar a proliferação de insetos e roedores transmissores de doenças diversas.

Os impactos são observados já na fase inicial de extração e processamento dos produtos. Segundo o Parlamento Europeu (2021a) cerca de 50% das emissões totais de Gases de Efeito Estufa (GEE) e mais de 90% da perda de biodiversidade e da pressão sobre os recursos hídricos ocorrem nessa fase.

As principais emissões e os impactos relacionados à gestão dos RSU estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Principais impactos ambientais da gestão de RSU

Atividades	Água	Ar	Solo	Visual	Clima
Aterro sanitário	Lixiviado (metais pesados, compostos orgânicos sintéticos)	CO ₂ , CH ₄ , odor, ruído, VOC's	Metais pesados, compostos orgânicos sintéticos	Efeito visual, vermes	Pior opção para emissão de GEE ^a
Incineração	Queda de poluentes atmosféricos	SO ₂ , NO _x , N ₂ O, HCl, HF, CO, CO ₂ , dioxinas, furanos, HPA's, VOC's, odor, ruído	Cinzas volantes, escórias	Efeito visual	GEE ^a
Compostagem	Lixiviado	CO ₂ , CH ₄ , VOC's, poeira, odor, bioaerossóis	Menor impacto	Alguns efeitos visuais	Pouca emissão de GEE ^a
Recobrimento de resíduos orgânicos com terra	Bactérias, vírus, metais pesados	Bioaerossóis, poeira, odor	Bactérias, vírus, metais pesados, HPA's, PCBs	Vermes, insetos	Pouca emissão de GEE
Reciclagem	Esgoto	Poeira, barulho	Aterro de resíduos		Pouca emissão
Transporte de resíduos	Derramamentos	CO ₂ , SO ₂ , NO _x , poeira, odor, ruído, derramamentos	Derramamentos		Contribuição significativa de CO ₂

CO₂ = dióxido de carbono; CH₄ = metano; VOC's = compostos orgânicos voláteis; SO₂ = dióxido de enxofre; NO_x = óxidos de nitrogênio; N₂O = óxido nitroso; HCl = ácido clorídrico; HF = ácido hidrossulfúrico, CO = monóxido de carbono; HPA's = hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; GEE = Gases de Efeito Estufa.

^a Assumindo nenhuma recuperação de energia.

Fonte: Giusti (2009)

A disposição dos resíduos em aterros sanitários, controlados, lixões e em terrenos à céu aberto podem comprometer a qualidade da água, do solo e do ar, visto que a decomposição da matéria orgânica gera um lixiviado que pode contaminar as águas

subterrâneas e superficiais, bem como os solos. A poluição do solo também pode ser ocasionada pela disposição de diferentes agentes contaminantes. No processo de disposição também há a formação de gases tóxicos, asfixiantes e explosivos que podem ser acumulados no subsolo ou ser emitidos para a atmosfera e são fontes de exposição humana às substâncias tóxicas (GIUSTI, 2009; GOUVEIA; PRADO, 2010).

Mesmo os aterros sanitários que realizam a cobertura dos resíduos com uma camada de terra e possuem estruturas para captação de gases e lixiviados, também podem contribuir na emissão de partículas e poluentes atmosféricos, que podem interferir no processo de mudanças climáticas.

Nos aterros sanitários os resíduos sólidos são decompostos em condições anaeróbias, a qual resulta na produção de gases, como o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4), que são considerados GEE. A quantidade de gases gerada varia de acordo com quantidade de resíduos, idade do local da unidade de armazenamento, umidade, acidez, presença de materiais tóxicos e condições construtivas e de manejo (BRASIL, 2016a). Além de ser inflamável, o CH_4 possui elevado potencial de aquecimento global, cerca de vinte e uma vezes superior à do CO_2 (EDWIGES et al. 2020a).

Apesar da camada de cobertura de solos sobre os resíduos, parte do gás gerado a atravessa. Estudos realizados mostram que a taxa de emissão de metano pelas camadas de cobertura de aterros pode variar de 362,9 a 984,7 g.m^{-2} (MACIEL 2003; MARIANO, 2008; MACIEL; JUCÁ, 2011), ou de 0,00126 a 0,01222 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (SILVA et al., 2013).

Em 2016, a gestão dos resíduos sólidos gerou no planeta aproximadamente 1,6 bilhões de toneladas de GEE de CO_2 equivalentes (CO_2e), responsáveis por 5% das emissões globais (Kaza, et al., 2018). Segundo a fonte mencionada, se não houver melhorias no setor de resíduos sólidos, em 2050, as emissões deverão aumentar para 2,6 bilhões de toneladas de CO_2e .

No Brasil, conforme o estudo desenvolvido pelo Observatório do Clima o setor de resíduos é responsável pela emissão 4% do total de GEE, sendo historicamente o setor da economia com maior crescimento na quantidade de emissões, desde 1990, cerca de 187% (ALBUQUERQUE et al., 2020). O mesmo estudo afirma que, em 2019, o setor emitiu 96 milhões de toneladas de CO_2e , sendo a disposição final dos resíduos sólidos responsável por 62 milhões de toneladas desse total, que corresponde a 65% das emissões, o restante foi emitido: no tratamento de efluentes líquidos domésticos (26%), no tratamento efluentes

líquidos industriais (7%), na incineração ou queima a céu aberto (2%), e na compostagem (<1%).

A nível local, a participação dos resíduos na emissão dos GEE, varia. No Rio de Janeiro o setor do RSU representa 14% das emissões de GEE (RIO DE JANEIRO, 2011), já em São Paulo apenas a etapa de disposição dos resíduos sólidos é responsável por 14% destas emissões (SÃO PAULO, 2013).

O lançamento dos resíduos em locais inadequados, tais como terrenos baldios e corpos d'água, pode contribuir para o aumento da ocorrência de enchentes e de doenças relacionadas a transmissão por vetores que são atraídos por esse tipo de resíduo, a exemplo de insetos e roedores.

A gestão dos resíduos sólidos também representa um risco à saúde dos profissionais diretamente envolvidos nesse processo, como o pessoal do operacional do setor, que geralmente não conta com medidas mínimas de prevenção e segurança ocupacional (GOUVEIA, 2012; ATHANASIOU et al., 2010; MANDELI, 2017).

Até mesmo o processo de desativação dos lixões, se não realizado adequadamente, com técnicas para prevenção e monitoramento dos impactos, pode impactar negativamente o meio ambiente. Betio e Santos (2016) verificaram a presença de chumbo na água subterrânea em poços no entorno do antigo lixão Rolândia, Paraná, desativado em 2003, com valores em desconformidade com a legislação vigente para potabilidade, apenas a nascente não sofreu influência da pluma de contaminação do lixão mencionado.

2.3.2 Soluções: redução e tratamento

Uma forma de minimizar todos esses impactos é investir em programas de conscientização para a redução da geração de resíduos. Essa ação está prevista em diversos regulamentos legais em todo o mundo e muitos estudiosos da temática defendem que a etapa de redução está no topo da hierarquia na gestão dos resíduos sólidos (ver seção 2.3.3.).

Outra medida de fundamental importância consiste no tratamento dos resíduos que inevitavelmente são gerados. Essas medidas vão ao encontro dos princípios da economia circular que objetiva promover o desenvolvimento econômico de forma mais sustentável, otimizando os recursos, por meio da ampliação do ciclo de vida útil dos produtos, destinando em aterros sanitários, desse modo, apenas rejeitos. Segundo Silva e Capanema (2019) a economia circular pode ser obtida por meio da reutilização, remanufatura, reciclagem,

fabricação de produtos de longa duração ou biodegradáveis e pela recuperação de materiais na produção, distribuição e consumo.

Os tratamentos mais utilizados para os RSD são a reciclagem da fração seca potencialmente reciclável, bem como a compostagem e metanização da fração orgânica. A reciclagem, segundo a PNRS, compreende o (BRASIL, art. 3º, inciso XIV, 2010a):

“processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do Sisnama e, se couber, do SNVS e do Suasa”

O processo de compostagem realiza a transformação de materiais fermentáveis dos resíduos, sob condições controladas, na presença de oxigênio, que permite a obtenção de um fertilizante estabilizado rico em compostos húmicos, denominado de composto, que quando possui qualidade suficiente, pode ser utilizado como adubo orgânico melhorando a estrutura e a fertilidade dos solos (ADEME, 2015). Outra opção de tratamento para a fração orgânica é a metanização, a qual trata os resíduos por meio da DA, que ocorre na ausência de oxigênio. Segundo Kumar e Samadder (2020), consiste em um processo microbiano complexo que envolve uma série de reações metabólicas para a quebra da matéria orgânica resultando em biogás e fertilizante orgânico.

A DA vem sendo apontada por diversos autores como um dos tratamentos mais eficazes para o tratamento da fração orgânica dos resíduos (BARCELOS, 2009; ANDRADE et al., 2011; SHAHRIARI et al., 2012; CESARO; BELGIORNO, 2014; VIELA et al., 2016; SILVA et al., 2016a; FISGATIVA et al., 2016; KOCH; SILVA, 2017; FRANCO et al., 2019; REN et al., 2018; BALA et al., 2019). Alguns estudos vêm ressaltando vantagens da DA em comparação com a compostagem. Segundo Alessi et al. (2020) uma dessas vantagens é a recuperação de energia na forma de biogás por meio da DA. Nayono et al. (2010) destacam que a compostagem da fração orgânica dos RSU para CO₂ e água, ocorre, em geral, em menos tempo, contudo necessita de uma aeração do sistema, a qual consome muita energia, além disso, pode emitir odor desagradável e GEE. Por outro lado, os autores enfatizam que a DA, apesar de não ser tão rápida, possui as vantagens de ser em reatores fechados, necessitar menor espaço e gerar menos lodo que o tratamento aeróbio. Segundo Colón et al (2015) os principais impactos da compostagem consistem nas emissões gasosas na forma de compostos orgânicos voláteis, CH₄, N₂O e amônia (NH₃), bem como seu consumo de energia. De acordo com Guereca et al. (2006) e Colón et al. (2015) cenários de gestão da

fração orgânica dos resíduos sólidos que incluem a DA tanto aumentam os benefícios quanto diminuem os impactos relacionados aos resíduos sólidos.

Nesse sentido, a presente pesquisa optou por analisar tais soluções para a gestão do RSD: a redução desses resíduos na fonte, o desvio da fração seca reciclável do RSD por meio da coleta seletiva para a reciclagem, assim como o pré-tratamento da fração orgânica restante a ser destinada ao processo de DA.

2.3.3 Políticas de gestão

As políticas de gestão, que compreendem leis, decretos, acordos e regulamentações de um modo geral, têm se encaminhado para construção de uma economia sustentável.

A Organização das Nações Unidas (ONU) firmou em 2015 dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) resultado da Conferência das Nações Unidas sobre desenvolvimento sustentável no Rio de Janeiro (Rio+20) em 2012, visando, dentre outros, proteger o meio ambiente, a fim de que se possa atingir as metas da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Apesar de não serem obrigação legal, os objetivos são um compromisso assumido pelos países membros da ONU que direcionam as metas a serem atingidas a nível mundial.

Dentre os ODS pode-se mencionar o estabelecimento de cidade e comunidades sustentáveis, no qual uma das metas é reduzir o impacto ambiental negativo *per capita* das cidades, incluindo a gestão de resíduos municipais; e a implantação do consumo e produção responsáveis. Neste objetivo podem ser destacadas as metas de redução da geração de resíduos tanto pela prevenção, redução, reciclagem quanto pelo reúso e a meta de diminuição pela metade do desperdício de alimentos *per capita* mundial (ONU-BRASIL, 2021).

Outro aspecto importante a nível mundial é o acordo de Paris, que surgiu da Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas de 2015 (COP21), em Paris. O acordo visa limitar o aquecimento global a 2°C de forma a reduzir os efeitos das mudanças climáticas. Para isso, cada país estabeleceu suas próprias metas. O Brasil estabeleceu a meta geral de redução de 43% de GEE até 2030, com metas específicas para vários setores, tais como: elevar a participação da bioenergia para 18% e o uso de energias renováveis para 33% da matriz energética; ampliar a eficiência energética e a energia limpa na indústria; e expandir o uso de fontes de energia de combustíveis não fósseis, por meio da participação

de energias renováveis, incluindo a participação de energia eólica, biomassa e solar (BRASIL, 2016b).

Dessa forma, observa-se que a gestão dos resíduos sólidos está inserida contexto mundial como um importante aspecto que pode contribuir para o atingimento dos objetivos previstos em políticas sustentáveis.

2.3.3.1 *Europa*

A União Europeia (UE) tem elaborado diversas diretivas e resoluções impulsionando os seus Estados-Membros a adotarem uma gestão sustentável dos resíduos, com ênfase em ações de prevenção e redução.

Em 2008, foi elaborada a Diretiva 2008/98/CE relacionada à diversas medidas sobre a gestão dos resíduos, que determinou a seguinte hierarquia na gestão dos resíduos: a prevenção, o reúso, a reciclagem e outros tipos de valorização, e, apenas no final da cadeia de gestão a eliminação dos resíduos (UNIÃO EUROPEIA, 2008). A mesma diretiva, conforme a fonte citada, destaca que a reutilização e a reciclagem de materiais devem ser priorizadas às opções de valorização energética dos resíduos. Foi incentivado também a reutilização e reciclagem, no mínimo, de resíduos domiciliares de papel, plásticos, metal e vidro, e possivelmente de outros resíduos semelhantes ao doméstico, com um aumento de no mínimo de 50 % em peso; bem como a coleta seletiva de bioresíduos, para tratamento por meio da compostagem e DA (UNIÃO EUROPEIA, 2008). Entende-se por biorresíduos:

os resíduos biodegradáveis de jardins e parques, os resíduos alimentares e de cozinha das habitações, dos escritórios, dos restaurantes, dos grossistas, das cantinas, das unidades de catering e retalho, e os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos (UNIÃO EUROPEIA, p. 12, 2018).

Após dez anos, a diretiva mencionada foi alterada pela Diretiva 2018/851, que dentre outras medidas, estabeleceu algumas metas para reutilização e reciclagem dos resíduos urbanos, cujas metas devem atingir, no mínimo, 55%, 60% e 65%, até 2025, 2030 e 2035, respectivamente (UNIÃO EUROPEIA, 2018). Outro importante ponto discutido são os biorresíduos. De acordo com a mesma fonte, os Estados-Membros devem agir no sentido de realizar a prevenção e a redução dos resíduos alimentares, conforme a Agenda para o Desenvolvimento Sustentável 2030, cujas metas são reduzir, até 2030, os resíduos alimentares globais *per capita* de 30 % até 2025 e de 50 % até 2030. Ainda segundo a fonte citada, até 2023 fica estabelecido a separação e reciclagem dos biorresíduos na origem ou

sua coleta seletiva, bem como que os Estados-Membros devem tomar medidas que incentivem a reciclagem e utilização dos produtos oriundos desses resíduos.

A fim de melhorar a gestão dos resíduos, a Comissão Europeia adotou Plano de Ação para a Economia Circular, um conjunto de propostas relacionada aos resíduos. Em 2015, o plano tinha por objetivo implantar a economia circular na UE até 2020, estimulando ações como a reciclagem e reutilização, bem como priorizando plásticos e produtos químicos na formulação de estratégias na Europa (UNIÃO EUROPEIA, 2015). Em 2020, a Comissão Europeia apresentou um novo plano de ação para a economia circular, o qual inclui, dentre outras, propostas para produtos sustentáveis e redução dos resíduos (PARLAMENTO EUROPEU, 2021b). De acordo com a mesma fonte, um ano depois, o Parlamento votou outro novo plano de ação para a economia circular, com medidas adicionais a serem implantadas até 2050, visando obter uma economia neutra em termos de carbono, livre de substâncias tóxicas, sustentável e completamente circular.

A Alemanha é um dos principais exemplos para a formulação de políticas públicas relacionadas a economia circular. Esse tema tornou-se uma das prioridades da política ambiental no país. Os principais elementos da economia circular são definidos na *Circular Economy Act* (KrWG) de 2012, que visa promover a economia circular com o objetivo de conservar os recursos naturais e proteger a saúde humana e o meio ambiente dos impactos oriundo da geração e gestão de resíduos (FEDERAL MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, NATURE CONSERVATION AND NUCLEAR SAFETY, 2018). De acordo com a fonte citada, a lei mencionada aborda diversos aspectos importantes, como o princípio do poluidor-pagador, a hierarquia de resíduos e o princípio da responsabilidade compartilhada na gestão de resíduos.

A França também está engajada em integrar as diretrizes estabelecidas na UE no país. Em 2015, foi implantada a Lei de transição energética para o crescimento verde (*Loi de transition énergétique pour la croissance verte* (LTECV)), a qual define uma taxa de recuperação de 65% de material para resíduos não perigosos e uma redução de 50% na disposição em aterro até 2025 (FRANÇA, 2015a). A LTECV aborda também a luta contra o desperdício e promoção da economia circular, bem como especifica a generalização da triagem na origem dos resíduos orgânicos para todos os produtores de resíduos antes de 2025, conforme a fonte citada.

Nesse mesmo ano também foi regulamentada a lei nº 2015-991 que prevê a elaboração de um plano regional de prevenção e gestão de resíduos e de um plano de

ordenamento do território, desenvolvimento sustentável e igualdade territorial (FRANÇA, 2015b).

Em 2004 foi implantado o primeiro plano nacional de prevenção da produção de resíduos, que iniciou medidas preventivas a nível nacional. Atualmente, está em vigor o plano nacional de prevenção de resíduos 2014/2020, que estabelece uma prioridade da prevenção de resíduos na hierarquia na gestão desses. O plano previa uma redução adicional de 7% na produção de resíduos domiciliares e semelhantes por habitante, em 2020, quando comparado com o nível de 2010, e, no mínimo, uma estabilização da produção de resíduos de atividade económica e de construção até o mesmo ano (MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, 2014).

Outra medida observada na França é a elaboração do Pacto Nacional do desperdício alimentar. Em 2017, o Ministério de Agricultura e Alimentação lançou o segundo Pacto Nacional do desperdício alimentar 2017-2020, que objetivou a redução do desperdício alimentar em 50% até 2025 (FRANÇA, 2017).

O conjunto das leis, decretos e regulamentos da França são reunidos no Código do Meio Ambiente, constituído por sete capítulos que abordam diversos aspectos do meio ambiente. No título IV do capítulo V, denominado Prevenção de poluição, riscos e transtornos, o artigo 541-1 menciona os objetivos da Política Nacional de Prevenção e Gestão de Resíduos (FRANÇA, 2021).

As políticas públicas da UE voltadas para a sustentabilidade, abordam, dentre outros temas, diversos aspectos da gestão dos resíduos sólidos, com ênfase na importância de priorizar a prevenção e redução dos resíduos, o que já está sendo adotado por diversos países. Contudo, apesar de já apresentar metas específicas para os diferentes temas da gestão dos resíduos, a realidade ainda é um desafio, deve-se considerar a particularidade de cada país e investir na conscientização da população e setores produtivos para que as legislações possam ser atendidas.

2.3.3.2 Brasil: Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)

Com o objetivo de regulamentar a gestão integrada dos resíduos sólidos no Brasil foi promulgada a Lei 12.305/2010, que trata da PNRS. A política abrange todas as classes de resíduos sólidos e reúne um conjunto de princípios, objetivos, diretrizes, metas e instrumentos voltados à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado

desses resíduos, abordando além da questão ambiental, os aspectos políticos, sociais e de saúde pública.

A gestão dos resíduos na PNRS segue a tendência mundial ao adotar instrumentos que visam à hierarquização das atividades a fim de priorizar a não geração e redução na geração dos resíduos. Nesse sentido, um dos objetivos da PNRS, previsto no Art. nº 7 é a: “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (BRASIL, 2010a, p.03). Essa hierarquia na gestão dos resíduos sólidos é defendida por diversos autores (WILSON, 1996; GERSHMAN et al., 2009; GODECKE et al., 2012; ALI; SIONG, 2012). Além desse objetivo, a PNRS também visa ao estímulo de padrões sustentáveis, tanto de produção como de consumo, ao incentivo à indústria da reciclagem, à gestão integrada dos resíduos sólidos, dentre outros. A PNRS traz inovações referentes a obrigatoriedade dos fechamentos dos lixões, o conceito de logística reversa e responsabilidade compartilhada, bem como de responsabilização das indústrias, com base no princípio do poluidor pagador, inclusão de associações de catadores na gestão dos resíduos sólidos, elaboração de planos de resíduos, dentre outros.

A fim de melhor compreender o assunto disposto na política, a PNRS diferencia os conceitos de destinação e disposição final ambientalmente adequada. É considerada uma destinação ambientalmente adequada aquelas que incluem a “a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa” (BRASIL, 2010a, p.01). E, segundo a fonte citada, a disposição final ambientalmente adequada, a disposição dos rejeitos em aterros. A disposição apenas dos rejeitos em aterros sanitários ainda é um desafio para o país, visto a configuração atual do Brasil em relação à gestão dos resíduos sólidos. Segundo a Abrelpe (2020), seriam necessários aproximadamente 55 anos para o encerramento de aterros controlados e lixões, se mantido o cenário atual.

Para alcançar os objetivos mencionados na PNRS são previstos diversos instrumentos, tais como, a coleta seletiva, os sistemas de logística reversa, ferramentas relacionadas à implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, a educação ambiental, os planos de resíduos sólidos, dentre outros.

A coleta seletiva é essencial para que possa ocorrer a destinação ambientalmente adequada dos resíduos. Nesse sentido, a PNRS prevê que o poder público municipal possa estabelecer incentivos econômicos aos consumidores que participem dos sistemas de coleta

seletiva, como forma de estimular a participação desses. É previsto também que seja priorizado nesse processo o envolvimento de cooperativas ou associações de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis constituídas por pessoas físicas de baixa renda.

Outro importante instrumento são os planos de resíduos sólidos. Nele são previstos, dentre outros aspectos, diversas metas definidas para atender os objetivos da PNRS. Dentre elas pode-se citar aquelas apresentadas na Quadro 1. Observa-se que diversas metas, estão relacionadas a destinação final ambientalmente adequada, que incluem, desde o fechamento de lixões e aterros controlados, até o aumento do tratamento das frações seca e orgânica dos RSU. Nesse sentido, a presente tese vai ao encontro das metas previstas, uma vez que as medidas propostas podem auxiliar a alcançar resultados próximos em condomínios com nível socioeconômico semelhantes.

Quadro 1 - Algumas metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos

Meta	Indicador
META 3 - Eliminar práticas de disposição final inadequada e encerrar lixões e aterros controlados	Encerramento dos lixões e aterros controlados até 2024.
	Universalização da coleta regular de RSU até 2036.
	Nenhum município dispondo RSU em aterro controlado e lixões até 2024.
	Eliminar a disposição de RSU em lixões e aterros controlados até 2024.
META 4 - Reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada.	Recuperar 48,2% da massa total de RSU em âmbito nacional até 2040.
META 6 - Aumentar a reciclagem da fração seca dos RSU.	Reciclar cerca de 20% de todo o RSU nacional por meio da reciclagem de resíduos secos até 2040.
	Assegurar que 72,6% da população tenha acesso a sistemas de coleta seletiva até 2040.
	Serão recuperados 45% das embalagens em geral por sistemas de logística reversa até 2040
META 7 - Aumentar a reciclagem da fração orgânica dos RSU	Envio de 13,5% de toda a massa de RSU nacional para tratamento biológico
	Todos os municípios do Brasil devem ter alguma iniciativa de valorização de resíduos orgânicos, como coleta seletiva de orgânicos, compostagem e DA em escala piloto, unidades de tratamento mecânicobiológico, dentre outros, até 2040
META 8 - Aumentar a recuperação e aproveitamento energético de biogás de RSU	Até 2040, mais de 60% do biogás gerado será aproveitado energeticamente, com potencial para abastecer 9,5 milhões de domicílios com eletricidade.
	Cerca de 4% da massa nacional será digerida anaerobicamente com aproveitamento energético do biogás, tendo potencial de abastecer 2,0 milhões de domicílios com eletricidade até 2040.

Fonte: BRASIL (2020a)

Apesar de ser uma legislação moderna e abordar diversos aspectos da gestão dos resíduos sólidos, na prática é observada dificuldades para a sua implementação, mesmo após mais uma década da vigência da PNRS. Segundo Abrelpe (2020) tal fato pode ser explicado pela ausência de capacidade institucional dos titulares e de instrumentos econômicos e

tributários para implementação de melhores práticas de gestão, o sub-financiamento dos serviços, bem como o não reconhecimento da importância da gestão adequada de resíduos. Ainda conforme a fonte mencionada, há uma carência de recursos para custear as operações do setor, uma vez que os recursos aplicados durante os dez anos após sua publicação, cerca de 32%, não acompanharam a evolução dos índices de inflação, aproximadamente 76%, e houve um aumento na produção dos resíduos.

Silva e Capanema (2019) também destacam os custos como uma dificuldade para implementação da PNRS, visto que a maioria dos municípios no país não realiza a cobrança pelos serviços de gerenciamento dos resíduos, bem como há uma bitributação sobre os resíduos recicláveis utilizados como matéria-prima, onerando o sistema de logística reversa e consequentemente a desestimulando no país.

Nesse sentido, diante do cenário atual de gestão dos resíduos sólidos, no qual ainda há a presença de lixões, aterros com vida útil finalizada, necessidade de recuperação de áreas ocupadas por locais de disposição final, busca de novos locais para construção de aterros e baixos índices de coleta seletiva, é necessário promover o incentivo econômico para o aproveitamento dos resíduos, assim como a educação ambiental da população sobre a importância da coleta seletiva e dos processos de tratamento dos resíduos.

2.3.4 Coleta seletiva

A implantação da coleta seletiva é um passo fundamental para efetivação das etapas de tratamento dos resíduos, bem como para a disposição final dos rejeitos, visto que a implantação dessa medida, que visa à separação da fração dos diferentes tipos de resíduos domiciliares, possibilita o tratamento mais eficiente da fração orgânica fermentescível, bem como reduz a contaminação dos resíduos secos recicláveis, aumentando também a eficiência da reciclagem. O Decreto nº 7.404/10, que regulamenta a PNRS, afirma no art. 9º que a implantação do sistema de coleta seletiva é instrumento essencial para o atingimento da meta de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL,2010b).

Contudo, ao contrário da coleta tradicional, a abrangência da coleta seletiva ainda é baixa no Brasil. Diferentes estudos realizados a nível nacional apontam que, em 2020, entre 36,3% e 74,4% dos municípios possuíam alguma iniciativa de coleta seletiva (ABRELPE,2021; SNIS,2021). Apesar dos dados divergentes, em todos eles são destacados que o serviço oferecido não atende à totalidade da população da localidade.

De acordo com o levantamento realizado pelo CEMPRE (2020) e SNIS (2021), as associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis desempenham um papel de destaque na coleta seletiva (16,4 a 35,2%), corroborando com o preconizado na PNRS. Conforme com Campos (2014) os avanços na reciclagem estão baseados, contudo, na informalidade e na precariedade das condições de trabalho dos catadores de materiais recicláveis.

A coleta seletiva pode ser realizada de diversas formas e combinações dos tipos e modelos de coletas podem ser utilizadas. No Quadro 2 são apresentadas as divisões, bem como uma descrição dos tipos e modelos de coleta seletiva. Conforme o SNIS (2021), no Brasil, em 2020, 85,9% da coleta seletiva foi realizada porta a porta.

Quadro 2 - Tipos e modelos de coleta seletiva

Tipos de coleta	
Divisão	Descrição
Segregação total na fonte	A segregação do resíduo é feita pelo próprio gerador que acondiciona os recicláveis separadamente do demais resíduos. Esse tipo de coleta traz muitos benefícios, ao passo que reduzem os custos nas etapas posteriores de triagem, lavagem, secagem, transporte, entre outros.
Separação em centrais de triagem	A separação é feita em galpões de triagem. Nesse tipo de coleta há segregação dos secos (papéis, plásticos, vidros, etc.), úmidos (fração de orgânicos) e outros (considerados rejeito).
Coleta multisseletiva	A separação dos resíduos é realizada entre os diferentes tipos de materiais recicláveis simultaneamente. Esse método é aplicável aos sistemas voluntários e porta a porta.
Modelos de coleta	
Divisão	Descrição
Coleta seletiva porta a porta	Os resíduos são coletados na fonte, semelhante ao procedimento de coleta tradicional, contudo ocorre em dias e horários específicos que não coincidam com a coleta normal. Em seguida, o material coletado seletivamente é encaminhado a galpões de triagem onde é realizada outra separação dos resíduos, em esteiras.
Coleta seletiva voluntária	É realizada por meio da destinação voluntária dos resíduos recicláveis em pontos específicos pré-determinados denominados Pontos de Entrega Voluntária (PEVs) ou Locais de Entrega Voluntária (LEVs), no qual cada material é destinado num recipiente específico.
Postos de recebimento ou troca	São áreas que deverão possuir uma concepção ergonômica que possibilite a circulação de veículos em seu interior, permitindo o acesso de indivíduos que desejem depositar seus resíduos recicláveis.
Coleta pelos catadores	A coleta dos materiais recicláveis é realizada pelos catadores. Os programas de coleta seletiva devem incluir esses trabalhadores, visto que permite tanto ganhos econômicos quanto sociais.

Fonte: Adaptado CEMPRE (2014)

Vários fatores influenciam na coleta seletiva dos RSU, que, pela sua composição, também podem ser considerados fatores relacionados ao RSD. A fim de aumentar a participação dos moradores na coleta seletiva, estudos buscaram identificar fatores que interferem nessa participação. A preocupação com preservação do meio ambiente foi identificada como um fator que tente a motivar os indivíduos a participarem da coleta

seletiva (EKERE, et al., 2009; BASSANI; MOTA, 2009; FEITOSA; BARDEN, 2019). O compromisso moral, o senso de responsabilidade, a alta expectativa sobre a eficácia da reciclagem para melhorar a qualidade ambiental, a atitude positiva em relação às políticas ambientais e a publicidade das informações também são importantes (HALVORSEN, 2012; WANG et al., 2019). Zhang et al. (2019) identificou, contudo, que há uma discrepância entre a intenção comportamental e o comportamento na separação do resíduo, que é influenciado pelo estímulo governamental e acessibilidade a instalações, tais como a existência de instalações junto ao meio-fio para coleta seletiva e a identificação e capacidade adequada dos coletores. Stoeva e Alriksson (2017) também destacaram que a falta de condições adequadas para a separação do resíduo pode diminuir a participação dos indivíduos nesse processo, independentemente de suas atitudes positivas.

Outro ponto importante apontado na literatura é a necessidade de investimentos na sensibilização, assim como na constância das ações de sensibilização (TRONCO; 2005; BRINGHENTI, 2004). A esse respeito Willman (2015) observou que a sensibilização por meio da distribuição de informativos do tipo porta a porta é mais eficiente quando comparada às vias de comunicação mais passivas, tais como a inclusão de informações em contas de luz e em site da cidade.

Gallardo et al. (2018) analisaram o nível de renda econômica e a variação sazonal na coleta seletiva dos resíduos de embalagens leves (plásticos, metais e embalagem cartonada) de *Castellón de la Plana*, Espanha, em duas zonas. A primeira zona foi considerada uma zona de renda média-alta (entre 500 €.m⁻² e 900 €.m⁻²) e a segunda, de baixa-média renda (entre 150 €.m⁻² e 500 €.m⁻²). Os autores observaram que não houve diferenças na eficiência, nem composição dos resíduos presentes nos contêineres entre as zonas e estações. Os resultados, segundo os autores, estão relacionados ao fato de não haver variações da quantidade da população na cidade, que não é turística, assim como a presença de clima mediterrâneo caracterizado por invernos amenos e verões quentes, com ligeiras variações de temperatura.

No entanto Gallardo et al. (2013) identificaram a influência da renda familiar na quantidade de papel/papelão e embalagens leves coletadas separadamente em pontos de entrega, no qual as zonas com renda familiar de médio a alto apresentaram taxas de coleta (em litros por habitante e ano) mais elevadas do que as zonas de renda de baixo a médio. Xu et al. (2018) também identificaram a influência de aspectos econômicos e sociais na

facilitação da participação pública na separação dos RSD, sendo os aspectos econômicos mais evidentes.

Okonta e Mohlalif (2020) também analisaram fatores sócio-demográficos que afetam a participação na separação de resíduos na fonte, na região metropolitana de Joanesburgo, África do Sul. Os resultados revelaram que os fatores mais importantes variaram para diferentes grupos. Segundo os autores, para os indivíduos com graduação, a separação na origem foi impulsionada por responsabilidades sociais e tamanho da família, enquanto que para aqueles com ensino médio e formal inferior a campanha de conscientização, incentivos financeiros e fornecimento de instalações de reciclagem foram preponderantes.

Oliveira e Anacleto (2019) também observaram a importância da infraestrutura da coleta seletiva na separação do vidro, no estudo realizado com os moradores da região metropolitana de Belo Horizonte, Brasil. Os autores observaram que a maioria dos respondentes necessita ter pontos de coleta próximo a sua residência (51%) ou coleta seletiva nas suas residências (97%) para iniciarem a separação desse material. Já Dal Piaz e Ferreira (2011) identificaram a disposição do indivíduo de se locomover para dispor seus resíduos em pontos de entrega voluntária, em média de 100 metros.

Struk (2017) observou que implementar um sistema de incentivo na coleta seletiva, como fornecer desconto em relação à taxa habitual dos resíduos com base na quantidade de resíduos separados, pode aumentar o índice de separação. O autor observou o sistema de incentivo na coleta seletiva em pequenas comunidades da República Tcheca, seja por do tipo porta a porta ou de entrega voluntária, aumentou a quantidade de papel e plástico separado de 7,7% e 9,7%, respectivamente, para cerca de 17%. Alhassan et al. (2020) também observaram que incentivo monetário e a falta de acesso a uma instalação formal de separação de resíduos sólidos são fatores que mais motivam e desencorajam, respectivamente, a separação na fonte dos resíduos da cidade de Accra, em Ghana. Outros fatores também mostraram influência na separação, a exemplo do gênero, renda, incentivos monetários, atitude, dentre outros.

Além dos fatores relacionados à separação dos resíduos na coleta seletiva Escario et al. (2020) também analisaram aqueles relacionados à reutilização e à redução. Foi observado pelos autores que as atitudes ambientais têm uma associação positiva tanto com a separação dos resíduos quanto com o reúso e a reciclagem, sendo mais fortemente associada a reciclagem. Foi identificado ainda que o nível de escolaridade também está positivamente relacionado aos três aspectos analisados na pesquisa.

2.3.4.1 Coleta da Fração Orgânica Facilmente Biodegradável dos Resíduos Sólidos Domiciliares (FORSD)

A coleta seletiva da FORSD é uma etapa fundamental para separar esses resíduos do fluxo dos RSU, a qual permite não apenas realizar o tratamento dessa fração, melhorando a eficiência do processo, como possibilita reduzir o fluxo de material enviado ao aterro sanitário e aumentar a qualidade de separação dos resíduos secos.

Além disso, a coleta seletiva da FORSD é necessária para implementação da economia circular, uma vez que permite que resíduo possa ser transformado em digestato, composto e/ou biogás, dentre outras opções. Segundo Rodrigues et al. (2020), a coleta seletiva da FORSD fornece uma matéria-prima de melhor qualidade para a produção de fertilizantes quando comparado com aqueles oriundos da separação mecânica de RSU.

Na Europa, o desenvolvimento da coleta seletiva da FORSD varia de país para país. Em países como Alemanha, Bélgica, Holanda, Áustria, Noruega, Suécia e Suíça, a coleta seletiva dessa fração vem sendo realizada há mais de 15 anos (GALLARDO et al., 2021). Já em outros países, de acordo com a fonte citada, como a França, Finlândia, Irlanda, Itália e Eslovênia, esses sistemas têm sido implementados gradualmente nos últimos 15 anos. Segundo Ademe (2020), na França, a coleta seletiva da FORSD é realizada em 175 comunidades, abrangendo mais de 4 milhões de habitantes, e tem o objetivo de produzir energia e fertilizante por tratamento biológico e, dessa forma reduzir as toneladas de rejeito.

A FORSD separada na fonte pode ser tratada *in situ*, por meio da compostagem doméstica ou compartilhadas, ou coletada separadamente, tanto no sistema porta a porta quanto no de contribuição voluntária, com tratamento centralizado por meio da DA ou compostagem industrial (ADEME, 2018). A fonte mencionada recomenda que sempre que possível a coleta da FORSD porta a porta seja implementada, assim como que os resíduos de poda não sejam incluídos nesse sistema.

A coleta seletiva da FORSD é a primeira etapa do tratamento. A escolha do tipo de coleta pode influenciar na participação da população e nas características do resíduo, afetando a eficiência do processo. O uso de sacos de papel para armazenamento da FORSD é preferível ao de sacolas plásticas, que exigem pré-tratamentos para a separação dos plásticos, o que aumenta os custos do tratamento no geral (HARTMANN et al., 2004). Li et al. (2019) afirmam que a separação da FORSD na fonte e coleta porta a porta é a melhor solução para a alta participação da população, assim como do aumento do percentual da FORSD coletada.

O planejamento da coleta também deve ser observado, uma vez que o tempo de armazenamento do resíduo pode influenciar no potencial de geração de CH₄ por meio da DA. Pangallo et al. (2021) avaliaram o potencial bioquímico de CH₄ da fração orgânica do resíduo sólido urbano (FORSU) após armazenamento preliminar de 2, 6 e 10 dias antes de serem submetidos à DA. Os autores concluíram que o armazenamento dessa fração em até 10 dias não impacta no rendimento de CH₄ e que este aumentou ligeiramente com o aumento do tempo de armazenamento após a coleta, com valores de 495, 644 e 594 NmLCH₄.gSV⁻¹, respectivamente, para 2, 6 e 10 dias de armazenamento da FORSU.

Além do percentual de separação da coleta é importante conhecer a quantidade de impurezas contidas na fração separada, a fim de reduzir esses materiais, aumentando dessa forma a eficiência da coleta. São observadas impurezas que variam entre cerca de 6 a 10% ST, sendo o plástico presente em maior quantidade (JANK, et al., 2015).

Alvarez et al. (2008), determinaram percentuais de materiais indesejáveis nos coletores de bioresíduos de algumas cidades da Catalunha, Espanha, cuja média foi de 22%, contudo, em algumas delas, os valores chegaram a 40% ou 50%. O estudo concluiu também que algumas variáveis socioeconômicas/demográficas afetam a eficiência da coleta. Os autores observaram que a qualidade da FORSD diminui à medida que o nível de desemprego aumenta, e que, por outro lado, a qualidade aumenta à medida que a renda familiar bruta per capita aumenta. Foi observado também que a quantidade de resíduos indesejáveis presentes nos bioresíduos aumenta linearmente com o aumento da densidade populacional.

Boonrod et al. (2015) encontraram percentuais de impurezas na separação da FORSD variando entre 1,45 e 15,88 %, diante de diferentes estratégias para aumentar a participação dos moradores na separação desses resíduos da área metropolitana de *Nakhon Ratchasima*, Tailândia. Os menores valores de impurezas identificados pelos autores foram observados ao implantar dois mecanismos econômicos, a saber: o de recompensa econômica (\$7 a \$70), conforme a quantidade de resíduo separada; e um mecanismo de negócios da comunidade, no qual há a recompensa pela comercialização de resíduos orgânicos separados pela comunidade, com base em cadastros e adquiridos no final do projeto, cuja tonelada custava \$7. A participação da população na separação da FORSD também foi superior com a implantação de medidas econômicas, os autores verificaram um aumento da participação inicial de 19% para 51 e 58%, com as medidas de recompensa e de negócios da comunidade, respectivamente.

Rousta et al. (2015) analisou a participação dos domicílios, na Suécia, no sistema de separação dos resíduos na fonte, em relação à distância até o PEV e ao fácil acesso às informações sobre a destinação dos resíduos. Os resultados apontaram que as intervenções melhoraram significativamente a separação do RSD na fonte. A diminuição da distância até o ponto de entrega de 2 km para 50 m, resultou em uma diminuição significativa (28%) de embalagens e papel de jornal presentes nos resíduos residuais, bem como uma diminuição significativa (70%) da fração mal selecionada nas sacolas destinadas para o desperdício de alimentos após a introdução de novos adesivos informativos, indicando os resíduos a serem destinados em cada coletor.

No mesmo sentido, Bernstad (2014) também enfatiza a conveniência e a existência de infraestrutura necessária para a segregação na origem da FORSD. Visando aumentar a separação de resíduos alimentares domiciliar na fonte, a autora analisou duas estratégias distintas: o uso de informações escritas, distribuídas como folhetos entre as famílias; e a instalação de equipamento para a segregação na fonte de resíduos, facilitando a separação do mesmo. Apenas após a instalação de equipamento de triagem nas residências, foi observado um aumento da quantidade de resíduos alimentares coletados separadamente.

A participação dos indivíduos é um ponto chave para se obter sucesso na coleta dos resíduos, tanto ambientalmente quanto economicamente. No estudo realizado em Portugal, Gomes et al. (2008) compararam as despesas da coleta seletiva da FORSD, com os da coleta tradicional e coleta seletiva parcial (resíduos biológicos gerados nas principais comunidades urbanas e separação de parte da FORSD para compostagem doméstica) e concluíram que a participação da população, em no mínimo de 40%, reduz significativamente os custos com a coleta da FORSD.

Além da implementação, o monitoramento da coleta deve ser realizado. Nesse sentido, o trabalho de Gallardo et al. (2021) utilizou alguns indicadores para determinar a evolução da eficiência do sistema de coleta da FORSD ao longo do tempo em um sistema piloto em Castelló de la Plana (Espanha), a saber: taxa de separação (TS), definido pela razão entre a quantidade de resíduos coletados num coletor e a quantidade total de resíduos gerados; a taxa de separação líquida (TSL), quantidade líquida de bioresíduos coletados em um coletor em quantidade total de resíduos gerados; qualidade na taxa de coletor (QTC), que representa a quantidade líquida da FORSD coletada num coletor em relação FORSD bruta (FORSD e materiais inadequados) despejados no coletor; e taxa de coleta diária (TCD), quantidade de resíduos coletados num dia numa área por habitante nesta área. Os autores

observaram que cerca de 20% do coletor é composto por material impróprio e que a medida que o estudo progrediu, houve um crescimento do QTC, chegando a 90%. Os autores observaram que a maioria do material impróprio é proveniente de materiais fino e embalagens plásticas e de vidro. Foi observado também um aumento da TS ao longo do tempo, o que indica um crescimento na participação dos cidadãos.

2.4 PREVENÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS

A prevenção da geração de resíduos é uma etapa fundamental para minimizar os efeitos da sua geração, não só para o meio ambiente, como também para a saúde pública, realizando a economia de recursos, bem como evitando a liberação de GEE e propagação de doenças.

Tal medida tem sido uma prioridade na gestão dos resíduos (ver 2.3.3). A Diretiva 2018/851 dá especial atenção às ações de prevenção dos resíduos, destacada na própria diretiva como a melhor opção para otimizar a eficiência dos recursos e minimizar o impacto ambiental relacionado aos resíduos e estabelece algumas medidas a serem tomadas pelos Estados-Membros, tais como (UNIÃO EUROPÉIA, 2018):

- Promover e apoiar o consumo sustentável, bem como modelos de produção limpos;
- Incentivar o uso de produtos duradouros, reparáveis, reutilizáveis e atualizáveis;
- Estimular o reuso de produtos, assim como de sistemas que visem à reparação e à reutilização;
- Incentivar, sempre que possível, a disponibilização de materiais e informações que permitam a reparação e reutilização de produtos;
- Reduzir a produção de resíduos em diversos setores;
- Reduzir a produção de resíduos alimentares;
- Estimular a doação de alimentos para consumo humano ou por meio de outras formas de remanejamento;
- Reduzir o teor de substâncias perigosas nos materiais e produtos;
- Diminuir a produção de resíduos que não sejam adequados para a reuso ou reciclagem;
- Identificar os produtos que mais contribuem para o descarte em espaços públicos, em especial no meio natural e marinho, e agir a fim de evitar e reduzir os resíduos oriundos desses produtos;

- Promover e incentivar campanhas de informação para a prevenção de resíduos e a deposição de resíduos em espaços públicos.

A fim de implantar as medidas previstas na diretiva mencionada, cada país vem adotando diferentes estratégias. Na Alemanha, em 2013, foi implantado o *The Waste Prevention Programme*, um programa do setor público com medidas destinadas a reduzir os volumes de resíduos. Outra ação adotada pelo governo alemão é a realização, anualmente, de eventos para marcar a Semana Europeia da Redução de Resíduos (FEDERAL MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, NATURE CONSERVATION AND NUCLEAR SAFETY, 2018). Na França, diversos objetivos para prevenção da geração dos resíduos estão presentes no Código do Meio Ambiente, tais como (FRANÇA, 2021):

- Priorizar a prevenção e redução dos resíduos, com diminuição de 15% da produção por habitante dos resíduos domiciliares e semelhantes, e de 5% dos resíduos de atividades econômicas por unidade de valor produzida, em 2030 face a 2010, assim como comercializar na França 10% das embalagens reutilizadas, em 2027, e realizar a reciclagem das embalagens reutilizadas;
- Combater a obsolescência programada dos produtos manufaturados;
- Realizar a reutilização e aumentar a quantidade de resíduos passíveis de serem reutilizados;
- Aumentar a quantidade de resíduos passíveis de valorização na forma de matéria, 65 % em 2025;
- Obter 100% de plástico reciclado até 1º de janeiro de 2025;
- Reduzir em 50% os resíduos não inertes e não perigosos admitidos nas instalações de eliminação em 2025 em relação à 2010, bem como a proibição da disposição resíduos não perigosos recuperáveis em aterro;
- Diminuir para 10% os resíduos domiciliares e semelhantes admitidos nas instalações de eliminação em 2035;
- Diminuir 50%, até 2020, das quantidades de produtos manufaturados não recicláveis colocados no mercado;
- Garantir a valorização energética de no mínimo 70% dos resíduos que não possam ser valorados em forma de materiais, até 2025;

- Reduzir o desperdício de alimentos em 50% em relação ao seu nível de 2015 nas áreas de distribuição de alimentos e alimentação coletiva até 2025, e nas áreas de consumo, produção, processamento e restauração comercial até 2030.

2.4.1 Estratégias de minimização

Parte dos desperdícios ocorre a nível familiar. Cerca de dois terços de toda a cadeia de abastecimento alimentar, está associada ao desperdício de alimentos em unidades familiares, que no ano de 2012, na EU, correspondeu a um custo de 98 bilhões de euros (BRUSSELAERS; LINDEN, 2020). O valor do desperdício alimentar evitável foi estimado em vários países europeus, com valores entre 3,2 e 6,1 euros por quilograma de resíduos, o que pode chegar até um custo evitado de 256 euros por pessoa ao ano (Tabela 8).

Tabela 8 - Quantidades estimadas e valor do desperdício alimentar doméstico evitável

País e ano de referencia	Resíduos alimentares evitados (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	Custo do desperdício alimentar (EUR.kg ⁻¹)	Custo do desperdício alimentar evitável (EU.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fonte
Holanda, 2013	47	3,2	150	Van Dooren et al. (2019)
Holanda, 2019	34	3,5	120	Van Dooren (2019)
Alemanha, 2012	53	4,4	235	Braun (2012)
Noruega, 2015	42	6,1	256	Stensgard et Hanssen (2016)
Finlândia, 2011	23	4,0	92	Silvennoinen et al. (2014)
Bélgica, 2016	37	4,3	159	Criel et Fleurbaey (2019)

Fonte: Brusselsaers e Linden (2020)

De forma semelhante Papargyropoulou et al. (2019) buscaram investigar os padrões e as causas da geração do desperdício alimentar no setor de hospedagem e serviços de alimentação na Malásia. Os resultados indicaram que 16–28% de todos os alimentos foram desperdiçados e quase metade disso poderia ter sido evitado, bem como que esse desperdício representou uma perda econômica igual a 23% do valor dos alimentos adquiridos. Os autores observaram que a maior parte do desperdício ocorreu na etapa de preparação da alimentação, seguido por sobras de bufê e desperdício de prato do cliente. Logo, os autores concluíram que tanto procedimentos operacionais e políticas dos restaurantes quanto às práticas sociais relacionadas ao consumo de alimentos foram apontadas como causas de geração de desperdício de alimentos, devendo as estratégias de prevenção ser voltadas para esses dois segmentos.

Torres-Pereda et al. (2020) analisaram a influência de diferentes aspectos na redução da geração de resíduos e no estímulo de comportamentos sustentáveis em uma instituição acadêmica de saúde pública no México, a saber: sexo, idade, escolaridade e função na instituição. Os autores observaram uma redução de 60,1% (19,1 t) dos resíduos, com maior diminuição, cerca de 16 t, dos resíduos recuperáveis. Conforme os autores, não foi realizado o acompanhamento da geração no grupo de controle do estudo. Outro resultado apresentado está relacionado aos aspectos que mais contribuíram para essa redução. Foi identificado, pelos autores, que as mulheres e os participantes com pós-graduação reduziram o uso de embalagens longa vida e o uso frequente de materiais não ecológicos, enquanto aqueles com níveis educacionais mais baixos reduziram o uso de embalagens plásticas e aumentaram o comportamento ecológico em casa.

Segundo Cox et al. (2010) a prevenção dos resíduos pode ser alcançada por meio de diversas ações, desde a doação de bens até às atividades que envolvem mudanças nos hábitos de consumo, sendo a primeira uma das medidas com mais popularidade. Conforme os autores mencionados, os benefícios da prevenção de resíduos podem ser obtidos por meio de um conjunto de medidas, que incluem metas de prevenção, responsabilidade do produtor, cobrança a nível familiar, financiamento para projetos piloto, colaboração entre os setores público e privado e campanhas públicas de intervenção.

Hou e Sarigollü (2020) analisaram a prevenção de resíduos, por meio da redistribuição do produto, realizado quando os consumidores transferem (revendendo ou doando) produtos indesejados, mas ainda em funcionamento, para outros, a fim de aumentar a vida útil do produto. Para isso, os autores utilizaram dados de uma pesquisa de usuários de telefones celulares e de óculos de sol. Os resultados demonstraram que o valor funcional, ou seja, a sua utilidade, e o valor emocional, que corresponde ao vínculo emocional dos consumidores com o produto, estão positivamente relacionados ao comportamento de redistribuição dos produtos para o telefone celular e os óculos de sol, respectivamente. Os autores concluíram que o impacto do valor funcional é limitado, uma vez que pode ser importante para produtos utilitários, a exemplo do celular, mas não para produtos hedônicos, como óculos de sol. Também foi observado pelos autores que o valor social, aquele em que um produto agrega uma imagem de mais prestígio social, riqueza e sucesso por meio da compra dos produtos mais recentes, tem uma influência positiva no comportamento de redistribuição do produto diretamente, mas também negativa no comportamento de redistribuição do produto por meio da atitude de minimização de resíduos indiretamente.

Outra forma de reduzir a geração dos resíduos ocorre por meio da venda de produtos usados. Nesse sentido Wilts et al. (2021) analisaram os incentivos e barreiras relacionados à compra e venda desses produtos. Quanto aos incentivos, os resultados mostraram que os incentivos econômicos, os benefícios ambientais, a possibilidade de evitar o desperdício desnecessário de recursos naturais e a disponibilidade de produtos que não estão mais à venda foram apontadas como vantagens importantes na compra de produtos usados em comparação aos produtos virgens. Por outro lado, os autores observaram que as incertezas sobre a confiabilidade do comprador ou a qualidade do produto dificultam a transição para o consumo sustentável. Os autores concluíram que os custos de transação, tais como a necessidade de publicar em um site, as taxas envolvidas, o tempo gasto são variáveis que podem explicar por que os consumidores comprem predominantemente novos produtos, mesmo estando cientes de economia e benefícios ambientais com o uso de produtos usados.

Muitos países estão criando suas próprias políticas com medidas a serem implantadas a nível nacional ou local, contudo, observa-se que muitas delas dependem de uma vontade da população para poderem ser realizadas. Nesse sentido, alguns trabalhos estudam medidas específicas que podem ser adotadas pela população com esse objetivo.

No Quadro 3 são apresentadas algumas estratégias de minimização de resíduos na fonte, verificadas na literatura relacionada à temática. Nesse ponto também podem ser incluídas as atividades de reutilização, visto que ao ser reutilizado, um produto contribui para a não geração de um outro.

Quadro 3 - Estratégias de minimização dos resíduos sólidos na fonte

Objetivo	Estratégia	Fonte
Reduzir	Educação para o consumo sustentável	Guimarães (2011) e Campos (2012)
	Colocar em prática o conceito de consumo consciente	Bérrios (1999) e Campos (2012)
	Inclusão do tema na educação de nível fundamental	Godecke et al. (2012)
	Uso de produtos com embalagens retornáveis	Campos (2012) e Azevedo (2004)
	Evitar a compra de mercadorias com muitas embalagens	Massukado (2004)
	Utilizar sacolas e caixas próprias nas compras	Massukado (2004)
	Comprar alimentos ‘soltos’, quando possível	Massukado (2004)
	Queixar-se com os produtores sobre o excesso de embalagem	Massukado (2004)
Reutilizar	Solicitar as empresas, lojas, instituições, etc que retire o seu cadastro da mala direta quando as correspondências se tornarem desnecessárias, ou então envia-las via e-mail	Massukado (2004)
	Aquisição de produtos que possam ser reutilizados	Massukado (2004)
	Uso de produtos com embalagens retornáveis	Campos (2012)

Alguns estudos acreditam que a adoção de instrumentos econômicos pode contribuir para reduzir a geração de resíduos. O objetivo dessas medidas é elevar os custos para os produtos e os resíduos gerados após seu uso que mais impactam o meio ambiente e dessa forma reduzir a geração e disposição final dos mesmos. O Quadro 4 exemplifica algumas dessas medidas.

Quadro 4 - Instrumentos econômicos

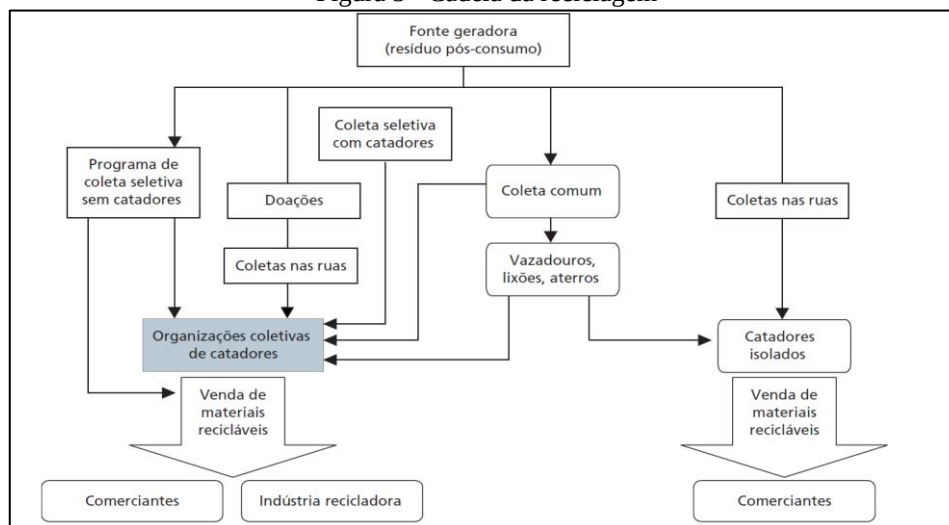
Estratégia	Fonte
Cobrança pelos serviços de coleta de forma proporcional aos resíduos gerados	Azevedo (2004) e Campos (2012)
Estabelecimento de imposto para o uso de alguns tipos de materiais. Ex: vasilhames não retornáveis, produtos de embalagens, baterias comercializadas e sacolas plásticas não recicláveis, bem como de acordo com a capacidade de acondicionamento	Godecke et al (2012) e Guimarães (2011)
Taxação para disposição de resíduos em aterros	Azevedo (2004)
Estabelecimento de sistema de cobrança por tipo de descarte	Godecke et al. (2012)
Tributação de materiais danosos ao meio ambiente	Godecke et al. (2012)

2.5 TRATAMENTO DOS RSD

2.5.1 Reciclagem da fração seca dos RSD

Para que a reciclagem seja implementada, diversas etapas, como a coleta seletiva, triagem, limpeza, enfardamento e transporte dos resíduos, necessitam ser efetivadas antecipadamente. A Figura 5 ilustra a cadeia da reciclagem, que se inicia com a geração do resíduo pós consumo, passando pelos diversos tipos de coleta até a venda dos resíduos para comerciantes e indústrias recicladoras.

Figura 5 - Cadeia da reciclagem



Fonte: IPEA (2012)

2.5.1.1 Massa reciclada

Apenas parcela dos resíduos coletados são reciclados. Os percentuais de reciclagem variam entre as regiões do mundo (Tabela 9). Observa-se, conforme a tabela citada, que a taxa de reciclagem varia de 4,5 a 33,3%, estando, em todas as regiões, bem abaixo da quantidade potencialmente reciclável.

Esses materiais podem voltar ao setor produtivo, utilizado como fonte de matéria-prima para diversas indústrias. Na França por exemplo, a reciclagem abastece 67% da indústria de papelaria, 49% da siderurgia e 58% da indústria do vidro (ADEME, 2018). Em relação aos resíduos secos municipais, segundo a Ademe (2020) cerca de 15% do total é coletado seletivamente naquele país.

Tabela 9 – Reciclagem por regiões no mundo

Regiões	Percentual de reciclagem (%)	Percentual de materiais secos potencialmente recicláveis (%)
América Latina e Caribe	4,5	32
Leste Asiático e Pacífico	9,0	32,6
Europa e Ásia Central	20	41,1
Oriente Médio e Norte da África	9	31
América do Norte	33,3	53,8
Sul da Ásia	5	25
África Subsaariana	6,6	26,6

Fonte: Kaza et al. (2018)

No Brasil, de acordo com o SNIS (2021), em 2020, foram coletados seletivamente cerca de 1,9 milhão de toneladas, que corresponde a $15,3 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com destaque para a região Sul ($38,6 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) que apresenta mais que o dobro da média nacional. Já nas demais regiões o índice *per capita* encontra-se próximo à média ou relativamente a baixo, a saber: Sudeste, $10,9 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; Centro-Oeste, $13,4 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; Norte, $7,2 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; e Nordeste, $7,4 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (SNIS, 2021).

Dentre os materiais recuperados, o plástico, papel e papelão são responsáveis pela maior quantidade destinada à reciclagem, o metal e vidro também apresentam percentual significativo (Tabela 10).

Tabela 10 – Quantidade (% em massa) de materiais recuperados, por tipo de material

Ano	Papel e papelão	Plásticos	Metais	Vidros	Outros	Fonte
2020	37,7	25,9	12,3	12,6	11,3	SNIS (2021)
2019	54 ¹	21	9 ²	15	1	ANCAT e PRAGMA (2020)

¹Denominado de papel; ²Somatório de “outros metais” e “alumínio”

O percentual do material reciclado após a coleta seletiva pode variar em cada localidade. Quanto menor a quantidade de rejeito, mais eficiente é a coleta seletiva, ou seja, há uma melhor separação dos resíduos. Segundo Lima e Cordeiro (2020) cerca de 12,5% dos resíduos que chegam à uma Cooperativa de Trabalho dos Catadores de Material Reaproveitável de Rio Claro, São Paulo, não são efetivamente reciclados. Esse percentual, no entanto, é inferior ao relatado por Hernandez et al. (2012) em duas Unidades de Triagem de Resíduos Sólidos Domésticos Recicláveis (UTRSDR), com valores de 26% para UTRSDR de Aturoi e 32% UTRSDR de Nova Conquista, da cidade de São Leopoldo, Rio Grande do Sul.

O papel é um material biodegradável e segundo Fonseca (2013) leva entre três e seis meses para decompor completamente. Contudo, a depender das condições de umidade, a exemplo das baixas condições de umidades em aterros sanitários, esse processo pode levar mais tempo. De acordo com IBA (2020), o Brasil é um dos principais países recicladores de papel do mundo, com o consumo de 4,9 milhões de toneladas de aparas e a taxa de reciclagem de 66,9% desse material em 2019. Conforme o CEMPRE (2021a) esse índice é de aproximadamente 85%, se for considerado apenas os papéis de embalagem.

Os materiais plásticos estão presentes em diversos produtos. Segundo Santos et al. (2020b), esses materiais são atrativos para diferentes usos devido à facilidade de serem moldados, bem como de se adaptar as suas propriedades a uma aplicação específica.

Diante do consumo e da lenta decomposição dos plásticos, que pode demorar séculos para se degradar, esse material pode ocasionar diversos impactos ambientais. Uma opção para redução desses impactos consiste na reciclagem do plástico produzido. Estima-se que em 2019 foram gerados 3,5 milhões de toneladas de resíduos plástico pós-consumo no Brasil, valor 2% superior em relação à 2018 (PICPLAST, 2021a). Nesse mesmo ano, a geração de resíduo plástico pós-consumo reciclado cresceu 10% em relação ao ano anterior, sendo produzidas 838 mil toneladas, a maioria (42%) constituída por PET (PICPLAST, 2021b). De acordo com a fonte mencionada, esta quantidade representou um índice de reciclagem mecânica de 24%, crescimento de 8,6% em relação à 2018, esse índice varia com o tipo de plástico, sendo para os plásticos pós-consumo de PET de 56,5%, já para o PEBD/PELBD foi de 11,3%.

O vidro é um material 100% reciclável que pode ser reciclado infinitamente e apresenta bom desempenho no processo de reciclagem (ABIVIDRO, 2021). Contudo, segundo Venâncio et al. (2020), nem todos os tipos de vidros podem ser reciclados. Alguns

deles, segundo os autores mencionados, exigem alta tecnologia em seu processo de reciclagem, tais como: espelhos, lâmpadas, box de banheiro, cristal, tubos de televisão, válvulas e ampolas, vidros de automóveis, vidros de janelas e formas, travessas e utensílios de mesa de vidro temperado.

Segundo o CEMPRES (2021b), em 2011, a taxa de reciclagem do vidro no Brasil foi de 47%, que representa uma soma de 470 mil ton.ano⁻¹. O principal destino dos recipientes de vidros usados são as vidrarias CEMPRES (2021b). De acordo com o programa de logística reversa do vidro, *Glass is Good*, desde a sua implantação, em 2010, já foram recuperadas cerca 28 mil toneladas de caco de vidro, que representa uma economia de consumo de energia 13 mil MWh e um volume correspondente a 57 milhões de garrafas de 1 litro, bem como deixaram de ser emitidas na atmosfera cerca de 14 mil toneladas de CO₂ (ABRABE, 2021).

Outro importante material na reciclagem são os metais. Um dos que desempenham papel de destaque na indústria de produção e reciclagem brasileira é o alumínio. Dentre os diversos produtos em alumínio, as latas de alumínio apresentam elevados índices de reciclagem. Em 2020, de acordo com a ABAL (2021a), no Brasil, 97,4% das latas de alumínio foram recicladas e reinseridas no ciclo produtivo, o que significa um total de 391,5 mil toneladas ou cerca de 31 bilhões de unidades, tornando o Brasil um dos líderes mundiais na reciclagem nesse setor. O bom desempenho do país está relacionado ao mercado já estabelecido, bem como à facilidade da coleta, transporte e de venda, aliados ao alto valor da sucata de alumínio e à constante disponibilidade do material durante o ano (CEMPRES, 2021c). O percentual de recuperação do alumínio é um pouco inferior quando comparado ao consumo doméstico, cujo valor é de aproximadamente 56%, índice superior à média mundial de 25,9% (ABAL, 2021b).

Outro metal com a indústria de reciclagem consolidada é o aço. Ele é um dos materiais mais reciclados do mundo e é 100% reciclável, ou seja, o resíduo descartado pode ser aproveitado na produção diversos itens (ABEAÇO, 2021). Conforme a fonte citada, em 2012, 260 mil toneladas de latas de aço pós consumo foram destinadas ao processo de reciclagem no Brasil, indicando um percentual de 47%, aumentado para 88% quando se considera a reciclagem de latas de aço para bebidas.

2.5.1.2 Faturamento da reciclagem

Em relação ao faturamento, estima-se que, em 2019, a totalidade das organizações de catadores de materiais recicláveis do Brasil faturaram R\$ 547,2 milhões de reais (ANCAT; PRAGMA, 2020).

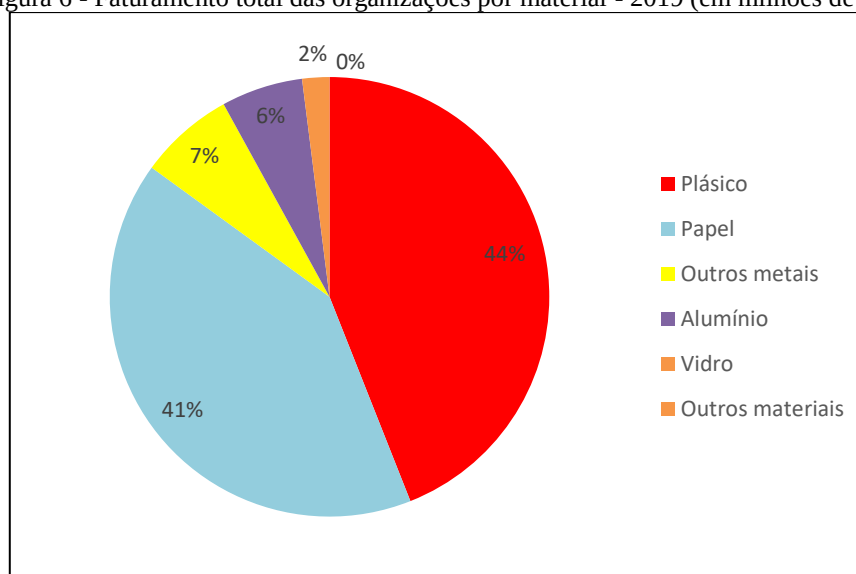
Dentre os materiais comercializados, o alumínio é, destacadamente, o que possui o valor venal mais elevado, entre R\$ 3,05 e 3,72 o quilo, seguido pelo plástico, com valores entre R\$ 0,85 a 1,59 por quilograma (CEMPRE,2020; ANCAT; PRAGMA,2020). Os demais materiais apresentam valores inferiores a R\$ 0,50 por quilograma (Tabela 11).

Apesar de não serem os materiais com os maiores preços de venda, diante do grande volume de plástico e papel (Tabela 10), esses são responsáveis pelos maiores percentuais do faturamento, que correspondem a 44% e 41%, respectivamente (Figura 6).

Tipo de material	Preço de venda (R\$/kg)	
	CEMPRE (2020)	ANCAT e PRGMA (2020)
Papelão	0,44	0,39 ³
Polietileno tereftalato (PET)	1,59	
Polietileno de alta densidade (PEAD)	1,27	0,92 ⁴
Polipropileno (PP)	0,85	
Alumínio	3,72 ²	3,05
Sucata ferrosa ¹	0,32	0,41 ⁵
Embalagem longa vida	0,22	-
Vidro	0,10	0,08

¹Embalagens de aço; ²Latas de alumínio; ³Papel; ⁴Plástico; ⁵Outro metais

Figura 6 - Faturamento total das organizações por material - 2019 (em milhões de R\$)



Fonte: ANCAT e PRAGMA (2020)

2.5.1.3 Vantagens

A reciclagem proporciona diversos ganhos para a sociedade, não só no âmbito ambiental, como também econômico e social.

Na esfera econômica, observa-se a redução dos custos com o uso de matéria-prima reciclada e aqueles provenientes da disposição dos resíduos em aterros sanitários. Tal medida reflete positivamente no aumento da vida útil desses aterros, reduzindo assim a necessidade de construção de novos aterros e consequentemente, o gasto relacionado a esse investimento. De acordo com CEMPRE (2014) evita-se também os gastos necessários à remediação de áreas degradadas devido a destinação inadequada dos resíduos, bem como aqueles relacionados à limpeza pública, além de melhorar as condições ambientais e de saúde pública municipais.

A pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos, afirma que a não reciclagem dos materiais pós consumo gerados no Brasil, possíveis de serem reciclados, representa uma perda da ordem de R\$ 8 bilhões por ano para a sociedade (IPEA, 2010).

Além de diminuir os custos na gestão dos resíduos e de produção de novos produtos, com o uso de matéria-prima reciclada, a reciclagem gera trabalho e renda para várias pessoas. Em relação à esfera social, essa atividade permite a inserção no mercado de trabalho de catadores autônomos ou cooperativados e outros profissionais, com papel importante para a população de baixa renda, visto que parcela considerável do material reciclado no Brasil é coletada por catadores e grande parte possui baixa renda mensal.

No âmbito ambiental, a realização da reciclagem reduz poluições relacionadas à gestão dos resíduos sólidos, devido à diminuição do descarte dos resíduos, seja em aterros ou em locais inadequados.

Outro ganho ambiental refere-se à preservação de fontes de matéria-prima, ao reduzir a exploração de matéria-prima bruta para produção de novos produtos, ao passo que o resíduo é reutilizado/tratado e reintroduzido na cadeia produtiva. Há também uma redução do desperdício de recursos naturais, como água e energia na produção de produtos recicláveis (CALDERONI, 2003).

Na reciclagem do metal há uma menor emissão de efluentes líquidos e gasosos, menor quantidade de volume de água consumido e menor emissões de CO₂, bem como redução no consumo de energia (CHAVES et al., 2018). O alumínio reciclado economiza

cerca de 95% de energia em comparação com o processamento da matéria-prima (CHAVES et al., 2018; ABAL, 2021c). Já para o processo de fabricação de aço a partir de sucata de aço reciclado representa uma economia de 74% de energia, 90% de matéria prima virgem, 40% no consumo de água, bem como redução de 76% de poluentes na água, 86% de poluentes no ar e 97% de resíduos de mineração (PROLATA, 2021). Quanto a reciclagem do vidro, é possível obter uma tonelada de matéria-prima ao reciclar uma tonelada de vidro (VENÂNCIO et al., 2020), assim como menor consumo de energia e emissão de resíduos com menos particulados de CO₂ (ABIVIDRO, 2021; OLIVEIRA; ANACLETO, 2019). O uso de plástico reciclado também pode economizar energia, entre 50% (CEMPRE, 2021d) e 70% (BISPO et al., 2020). Nesse processo tem-se ainda ganhos econômicos e sociais com a geração de renda em todos os elos da cadeia produtiva. De acordo ABIPLAST (2019) a cada tonelada de material plástico reciclado produzido gera empregos para 3 catadores e reduz 1,1 tonelada desse resíduo disposto em aterro.

Mais um aspecto ambiental positivo da reciclagem é a redução da emissão de GEE. A redução de emissões de CO₂ equivalente ocorre tanto diretamente, por meio da redução da geração de GEE emitidos durante a decomposição dos materiais, como papel e papelão; quanto indiretamente, devido a diminuição da produção de materiais naturais, tais como plástico, vidro, aço e alumínio (ANCAT; PRAGMA, 2020).

O anuário da reciclagem estima que os resíduos recicláveis recuperados em 2019 (1 milhão e 57 mil toneladas de recicláveis) tem um potencial de redução de emissões de 174 mil toneladas de CO₂ (ANCAT; PRAGMA, 2020). Segundo a fonte citada, o plástico, devido ao volume recuperado, é o material que mais contribui para essa redução (50%), seguido pelos resíduos metálicos (36%), resultante principalmente do alto nível energético envolvido na produção da matéria-prima virgem. A Tabela 12 discrimina o potencial de redução de CO₂ por tipo de material.

O IPEA (2010), na pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos, apresentou um resumo das estimativas dos benefícios econômicos e ambientais gerados pela reciclagem (Tabela 13).

O estudo mencionado calculou os benefícios da reciclagem relacionados ao processo produtivo por meio da diferença entre os custos da produção primária e os custos a partir de matéria-prima secundária, assim como aqueles referentes à gestão de resíduos sólidos urbanos, obtido pela diferença entre os custos de coleta regular e disposição final e os custos de coleta seletiva. Observa-se que o alumínio e o plástico são os materiais de evidenciaram

mais benéficos. Ainda segundo o estudo citado, os maiores benefícios ambientais seriam oriundos da economia de energia e de emissões de GEEs, quando comparados ao consumo de água e biodiversidade. Esses benéficos representam o quanto a reciclagem de uma tonelada dos materiais reduziria os danos causados ao meio ambiente. O estudo destaca que os valores devem ser interpretados como aqueles mínimos de benefícios ambientais da reciclagem, visto que alguns aspectos ambientais, tais como poluição atmosférica e hídrica locais, não foram considerados devido à falta de dados e metodologias disponíveis.

Tabela 12 - Potencial de redução das emissões de CO₂ relacionadas às atividades das cooperativas e associações no Brasil - 2019

Recicláveis	Volume coletado		Emissões	
	Ton.	%	tCO ₂	%
Plástico - Total	74.341	18,6%	87.774	50,4%
PEAD	15.445	3,9%	16.710	9,6%
PEBD	23.613	5,9%	33.253	19,1%
PET	23.452	5,9%	29.049	16,7%
PP + PS	11.831	3,0%	8.761	5,0%
Metal - Total	31.131	7,8%	62.473	35,8%
Alumínio	3.217	0,8%	27.022	15,5%
Aço	27.914	7,0%	35.451	20,3%
Papel	190.822	47,6%	22.827	13,1%
Vidro	104.204	26,0%	1.235	0,7%
Total	400.497	-	174.309	-

PEAD: Polietileno de Alta Densidade; PEBD: Polietileno de Baixa Densidade; PET: Politereftalato de etileno; PP: Polipropileno; PS: poliestireno

Fonte: ANCAT e PRAGMA (2020)

Tabela 13 - Estimativa dos benefícios econômicos e ambientais gerados pela reciclagem no Brasil

Materiais	Benefícios relacionados ao processo produtivo (R\$/t)		Benefícios (custos) associados à gestão de resíduos sólidos (R\$/t)		Benefício total (R\$/t)
	Benefícios econômicos	Benefícios ambientais	Coleta	Disposição final	
Aço	127	74	136	23	88
Alumínio	2.715	339	136	23	2.941
Celulose	330	24	136	23	241
Plástico	1.164	56	136	23	1.107
Vidro	120	11	136	23	18

Fonte: IPEA (2010)

Ayodele et al. (2018) estimou alguns dos benefícios mencionados da reciclagem em seis zonas geográficas da Nigéria. Os resultados observados revelaram que cerca de 90 tep (1.046,43 GWh) de energia poderia ser economizada anualmente ao reciclar os resíduos em substituição a novas matérias virgens na produção de novos produtos. Outra vantagem, conforme os autores, corresponde na possibilidade de obtenção \$ 11,71 milhões de dólares

e uma redução de 307.364ktons de CO₂eq na emissão de GEE poderia ser alcançado anualmente.

2.5.1.4 Reciclagem em condomínios residenciais verticais

Os RSD representam uma parcela considerável dos RSU e segundo o SECOVI (2016), em 2025, haverão 81,7 milhões de domicílios no Brasil, um crescimento de 1,8% em relação ao ano de 2015, dentre os quais a maioria estará concentrada nas regiões Sudeste (42,7%) e Nordeste (26,7%). Conforme a fonte citada, o maior crescimento ocorrerá nos domicílios com faixa de renda mais alta (acima de R\$ 10 mil), 4%, com o incremento de cerca de 1,5 milhão de unidades, o triplo do projetado para a faixa de renda mais baixa (Tabela 14).

Tabela 14 – Taxa de crescimento e distribuição de domicílios em 2025

Faixas de renda	Taxa de crescimento de domicílios, 2015-2025 (Projeção)	Distribuição de domicílios, 2025 (Projeção)
Até R\$ 1.600,00	0,16%	34,3%
De R\$ 1.600,00 até R\$ 3.275,00	2,59%	34,2%
De R\$ 3.275,00 até R\$ 5.000,00	2,88%	15%
De R\$ 5.000,00 até R\$ 7.000,00	2,67%	7,5%
De R\$ 7.000,00 até R\$ 10.000,00	2,82%	3,5%
Acima de R\$ 10.000,00	4,09%	5,4%
Total Brasil	1,80%	-

Fonte: SECOVI (2016)

O crescimento e urbanização das cidades de médio e grande porte estão associados ao aumento da verticalização das mesmas, visto a demanda por espaço urbano para habitações, serviços e equipamentos para atender a população (BRINGHENTI et al., 2019). Apesar da maioria do contingente populacional residir em edificações unifamiliares (86%), de acordo com a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) Contínua, tem-se observado um crescimento da quantidade de edificações multifamiliares (apartamentos) ao longo dos anos (IBGE, 2019). De acordo com as edições anuais da PNAD, o Brasil apresentou um crescimento de 228% na quantidade de apartamentos, entre os anos de 2001 e 2019, o que significou a construção de 7 milhões de apartamentos no país, chegando ao total de mais de 10 milhões de apartamentos no país, em 2019 (IBGE, 2001; 2019). Segundo Andrade (2017) uma verticalização planejada, moderada e regulamentada permite a construção de cidades mais compactas, eficientes e sustentáveis, ao passo que um

crescimento urbano horizontal requer áreas maiores, tornando mais onerosa sua rede de infraestrutura e de serviços.

Os condomínios residenciais verticais são áreas que concentram uma grande quantidade de habitantes em uma dada área superficial. Dessa forma, diversos serviços, a exemplo do gerenciamento dos resíduos devem ser intensificados, a fim de atender à demanda de coleta diante das quantidades de resíduos geradas. Em contrapartida, outras atividades, a exemplo da coleta seletiva tende a ser facilitada nessa configuração, uma vez que é possível coletar uma maior quantidade de resíduos de uma única vez, o que torna a atividade mais eficiente e rentável. Além disso, tal medida reduz a sobrecarga no gerenciamento dos resíduos, ao desviar do fluxo da coleta parte do resíduo gerado.

Apesar dos benefícios da reciclagem e da maior facilidade de implantação da coleta seletiva em condomínios, ainda é observado baixos percentuais de recuperação dos materiais potencialmente recicláveis dos RSD nesse tipo de habitação.

Luna et al. (2010) realizaram a caracterização e a implantação da coleta seletiva do RSD de um condomínio vertical residencial na cidade de João Pessoa, Paraíba, Brasil. Os autores encontraram percentual de separação inferior (7,5%), menos da metade, do potencial reciclável de 18,61% do edifício, segundo os autores.

No estudo realizado por Bassani (2011) a autora realizou a caracterização dos RSD de condomínios residenciais verticais oriundos da coleta seletiva implantada na cidade de Vitória, Espírito Santo, Brasil. O estudo verificou um aproveitamento de 6,53% dos RSD seco em relação ao total gerado e de 19,93% em relação ao total de RSD secos potencialmente reciclável, que correspondeu a uma geração *per capita* média de RSD seco de 0,069 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, sendo o papel o que obteve maior quantidade em peso e volume. Bringhenti et al. (2019) analisando a mesma área de estudo, encontrou valores e aproveitamento dos resíduos recicláveis de 6,8% e 25,9% em relação ao total gerado e potencialmente reciclável, respectivamente.

Já Pinto e Mondelli (2017) obtiveram maior recuperação dos resíduos recicláveis (13,7%) em relação aos resíduos gerados de um condomínio residencial vertical de grande porte localizado no município de São Caetano do Sul, São Paulo, Brasil. Os autores identificaram uma geração *per capita* dos resíduos recicláveis de 0,088 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, com maior geração de papel (58%), plástico (24%) e vidro (13%). Ainda segundo os autores, os moradores relataram que o fato que mais impediu a maior participação da população na separação foi a frequência e a adequabilidade na sensibilização e comunicação interna. Por

outro lado, conforme os autores, os pontos que mais facilitaram nessa participação, na percepção dos moradores, foram a facilidade de descarte dos recicláveis e as condições favoráveis para a comercialização desses resíduos.

Com o foco voltado para a fração orgânica dos RSD, Fehr (2014), analisou a recuperação dos resíduos mencionados em três condomínios residenciais em Ituiutaba, Minas Gerais, Brasil. Segundo o autor, os resíduos eram compostos por 70% de matéria biodegradável e 30% de outros resíduos como plástico, papel, papelão, meta e vidro. Contudo, conforme a fonte citada, após a implantação da separação na fonte dos resíduos, foi obtida uma redução da fração biodegradável para 47% e para 20% os resíduos recicláveis, sendo os 33% restante de materiais como resíduos mistos e especiais. Demonstrando que ainda havia possibilidade de maior participação da população.

Outros estudos analisaram diferentes aspectos relacionados aos resíduos recicláveis em condomínios. Silva e Rodrigues (2011) realizaram a caracterização dos RSD produzidos em dois condomínios em Curitiba-PR, Brasil, e identificaram a quantidade que realmente gerou renda com venda dos resíduos. Como resultado, segundo a fonte citada, o percentual de resíduos recicláveis foi de 23% e 36% nos dois condomínios analisados, contudo, apenas 22% do potencialmente reciclável foi realmente vendido, devido a segregação inadequada, baixo volume ou valor de venda de alguns resíduos. No trabalho de Almeida et al. (2016) os autores destacaram, dentre outros aspectos, a participação dos moradores no conjunto de condomínios analisados de cerca de 50% no processo de separação do resíduo orgânico e do reciclável.

A Tabela 15 reúne as características de diferentes aspectos relacionados a reciclagem em condomínios de trabalhos apresentados na literatura.

Observa-se que ainda há poucos estudos voltados para os condomínios residenciais e, mesmo dentre os observados na literatura, não há um detalhamento sobre a quantidade total gerada, por tipo de resíduo, taxas de separação dos resíduos e eficiências obtidas na coleta, que são parâmetros, que apesar de variar conforme a participação da população, pode orientar e justificar a implantação da coleta seletiva em outros condomínios. Percebe-se também que a ausência da ênfase nas ações de redução, assim como a mensuração de tal medida, a fim de identificar o quão essa medida pode ser efetivamente eficaz na redução do destino dos resíduos ao aterro sanitário.

Tabela 15 – Características de aspectos relacionados a reciclagem em condomínios

RSD	Curitiba, Paraná, Brasil	João Pessoa, Paraíba, Brasil	Vitória, Espírito Santo, Brasil		São Caetano do Sul, São Paulo, Brasil	Ituiutaba, Minas Gerais, Brasil
Reciclável (%)	23-36	18,61	-	-	-	30
Orgânico (%)	64-77 ¹	69,60	-	-	-	70
Rejeito (%)	-	11,2	-	-	-	-
Taxa de geração dos resíduos recicláveis (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	-	-	0,069	0,07	0,088	-
Taxa de separação de recicláveis em relação ao resíduo total gerado (%)	-	7,5	6,53	6,8	13,7	20
Taxa de separação de recicláveis em relação ao resíduo potencialmente reciclável (%)	-	-	19,93	25,9	-	-
Taxa de separação de orgânico em relação ao resíduo total gerado (%)	-	-	-	-	-	47
Taxa de rejeito da coleta seletiva (%)	-	-	10,9 - 18,1	18,1	-	33
Fonte	Silva e Rodrigues (2011)	Luna et al. (2010)	Bassani (2011)	Bringhenti et al. (2019)	Pinto e Mondelli (2017)	Fehr (2014)

¹Orgânico e rejeito

Portanto, diante do crescimento da quantidade de domicílios, bem como da representatividade dos resíduos produzidos nas residências, além da tendência de concentração da população em condomínios verticais, que facilitam a implantação de gestão de resíduos, observa-se que ações voltadas para a gestão dos RSD nesse grupo de habitação são pertinentes.

2.5.2 Digestão anaeróbia

Como visto na seção 2.1.2 e 2.2.2, a fração orgânica é preponderante, seja nos RSU ou nos RSD. Uma estratégia para minimização da disposição desta fração em aterros sanitários é a DA ou metanização, que é o processo de decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio, realizado por microrganismos complexos os quais transformam a matéria orgânica em dois produtos, o biogás e o digestato.

O biogás é composto por uma mistura de espécies gasosas de CH₄ e CO₂, predominantemente, além de NH₃, sulfeto de hidrogênio (H₂S), nitrogênio gasoso (N₂), Oxigênio (O₂) e hidrogênio (H₂) (BRASIL, 2020b).

O rendimento desse gás depende da composição do resíduo em relação à fração biodegradável. Davidsson et al. (2007) identificaram que diferentes parâmetros dos resíduos, tais como, origem, sistema de triagem, sistema de coleta e de pré-tratamento, podem variar os rendimentos de CH₄ por sólidos voláteis (SV), o potencial e a composição química do CH₄. Na Tabela 16 podem ser observados alguns valores da composição do biogás apresentados na literatura.

Tabela 16 - Composição do biogás

Características	Fonte							
	Rasi et al. (2007)	Rasi et al. (2007)	Rasi et al. (2007)	Novarino e Zanetti (2012)	Jain et al. (2015) ¹	Benato e Macor (2019)	Capa et al. (2020)	Capa et al. (2020)
Substrato	RSU de Aterro	Digestor de esgoto	Estrume e subprodutos de confeitaria	FORSU	FORSU	Silagem e farinha de milho	Resíduo orgânico	Lodo de esgoto
CH ₄ (%)	47–57	61–65	55–58	55–75	60–65	53 ± 8	45–75	55–75
CO ₂ (%)	37–41	36–38	37–38	30–45	35–40	45 ± 6,8	25–55	20–40
NH ₃ (mg Nm ⁻³)	-	-	-	-	-	19 ± 5,7	-	-
H ₂ S (ppm)	36–115	ald	32–169	-	0,5–1,0 ²	561 ± 168 ³	-	-
N ₂ (%)	<1–17	<2	-	-	-	1,7 ± 0,3	<1	<1%
O ₂ (%)	<1	<1	<1	-	-	0,4 ± 0,06	-	-
H ₂ (%)	-	-	-	-	-	<0,5	-	-
Benzeno (mg.m ⁻³)	0,6–2,3	0,1–0,3	0,7–1,3	-	-	-	-	-
Tolueno (mg.m ⁻³)	1,7–5,1	2,8–11,8	0,2–0,7	-	-	-	-	-

Ald - Abaixo do limite de detecção 0,1 ppm; ¹Restante de vapor de água; ²Em porcentagem; ³Em mg.Nm⁻³

Uma alta produção de biogás representa alta degradação da fração orgânica e, consequentemente, uma redução no conteúdo orgânico digerido em termos de porcentagem de sólidos totais (ST) por peso (NOVARINO et al., 2012).

Matérias-primas de esterco, resíduo doméstico orgânico e algumas matérias-primas da indústria de processamento apresentam biogás com elevado poder calorífico (DIMITROV et al. 2019). Os autores mencionados identificaram que a potência e o consumo específico de combustível variam em diferentes concentrações de misturas de biogás, com melhores resultados para o biogás com teores de CH₄ entre 90% e 95% e CO₂ entre 0% e 5%.

Assim como a composição, a produção de metano também é variável. Os valores dependem do substrato degradado, o que inclui diferentes opções de codigestão e inóculos,

assim como os parâmetros operacionais do reator. A Tabela 17 reúne alguns trabalhos que determinaram a produção de biogás em diferentes substratos.

Tabela 17 – Produção de biogás

Substrato	L CH₄.kg SV⁻¹.h	Fonte
Fração orgânica coletada separadamente de RSU	530	Carneiro et al. (2007)
Resíduos de fábrica de óleo de palma	610	Fang et al. (2011)
Resíduo doméstico	350	Ferrer et al. (2011)
Resíduos alimentar	396	Zhang et al. (2011)
Fração orgânica dos RSU e esterco de vaca	640	Novarino, Zanetti (2012)
Fração orgânica dos RSU e lodo digerido	660	Novarino, Zanetti (2012)
Resíduo orgânico sintético ² e extratos de resíduos minerais	527 ± 45	Shamurad et al. (2020)
Resíduos de abatedouros (gado)	550	Martí-Herrero e Flores (2018)
Resíduos da bovinocultura leiteira	331	CIBiogás (2019)
Cama de frango com lodo industrial	101,43	Silva et al. (2019)

¹SV: Sólidos voláteis; ²composto de 79% sobras de alimentos cozidos, 20% de frutas e vegetais crus e 1% cartão.

O biogás pode ser utilizado de três formas distintas, a saber: na produção de calor, eletricidade ou pode ser purificado para produção de biometano, podendo, neste caso, ser utilizado para injeção na rede urbana de gás natural ou como biocombustível veicular (ADEME, 2017; FRANCO et al., 2019; MILANEZ et al., 2021). Segundo Milanez et al. (2021) a queima para geração de calor é o principal uso do biogás, seja para o uso em caldeiras ou sistemas de aquecimento em geral. De acordo com os autores, a presença de H₂S e CO₂ representa a maior dificuldade para a utilização do biogás, uma vez que esses compostos aumentam a corrosão e reduzem o poder calorífico do mesmo.

Um outro produto possível de ser obtido por meio da DA é o biometano, substância com elevada concentração de CH₄. O biometano é resultante da purificação do biogás, processo que consiste na separação do CH₄ dos demais constituintes do gás, o qual, devido as suas características pode ser utilizado como combustível veicular, semelhante ao gás natural.

O mercado de biogás e biometano vem crescendo na Europa. Em 2019, a UE tinha 18.943 plantas de biogás e 725 plantas de biometano, correspondendo a uma produção 15,8 e 2,4 bilhões de metros cúbicos, respectivamente (EBA, 2021). Entre, os anos de 2018 e 2020, de acordo com a fonte citada, o número de plantas de biometano aumentou 51%, passou de 483 para 729 plantas, produzido por 18 países, cuja maior número de plantas é

observado na Alemanha, seguido da França e Inglaterra, com 232, 131 e 80 plantas, respectivamente.

No Brasil, em 2020, cerca de 1,4% da matriz energética de fonte renovável (48,4%) foi oriundo do biogás (EPE, 2021). Contudo, o uso de biogás está em crescimento no país. Somente em projetos de plantas de biogás de RSU, o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social investiu, nos últimos dez anos, mais de R\$ 198 milhões (MILANEZ et al. 2021). Entre 2019 e 2020, foi observado um crescimento de 23% no volume de biogás produzido e 22% na quantidade de plantas em operação com aplicação energética, (CIBIOGAS, 2021). No entanto, a fonte mencionada ainda destaca que apenas 4% (1,83 bilhão de metros cúbicos ao ano) do potencial nacional de produção de biogás são aproveitados, sendo a maioria utilizado na geração de energia elétrica contínua (85% das plantas e consumo de 73% do volume de biogás produzido).

No processo de DA tem-se também a produção do digestato, composto por nutrientes oriundos dos substratos, tais como nitrogênio, fósforo e potássio e outros minerais (EDWIGES et al., 2020b). Dependendo da sua composição, o digestato pode ser utilizado como biofertilizante na agricultura, pois é uma fonte de nutrientes e pode ser substituir o uso de fertilizantes minerais, reduzindo desse modo, os impactos no meio ambiente e viabilizando economicamente os empreendimentos agropecuários e agroindustriais (KUNZ et al., 2019). Para o digestato ser utilizado como composto é necessário passá-lo por um tratamento aeróbio para a completa estabilização da fração orgânica (NOVARINO, ZANETTI, 2012; ADEME, 2017).

Alguns materiais indesejáveis, a exemplo dos vidros, metais ou plásticos, quando presentes no digestato podem ser um obstáculo para sua utilização. A qualidade do digestato para aplicação na agricultura varia conforme a composição do substrato a ser digerido, o tipo de biodigestor, a tecnologia de biodigestão usada, a separação e perdas de nutrientes no substrato e no digestato, a eficiência do pré-tratamento do substrato, eficiência do tratamento do digestato, além da diluição do substrato e digestato com água (KUNZ, et al., 2019)

Na Europa, são produzidos cerca de 4,14 milhões de toneladas de digestato, cuja produção *per capita* varia entre os países (BRUSSELAERS; LINDEN, 2020). A Bélgica, Eslovênia e Suécia apresentam maiores valores *per capita*s de produção de digestato.

Para um bom funcionamento da DA é necessário analisar um conjunto de fatores. Nesse sentido, a seleção do substrato, bem como de um possível substrato para codigestão,

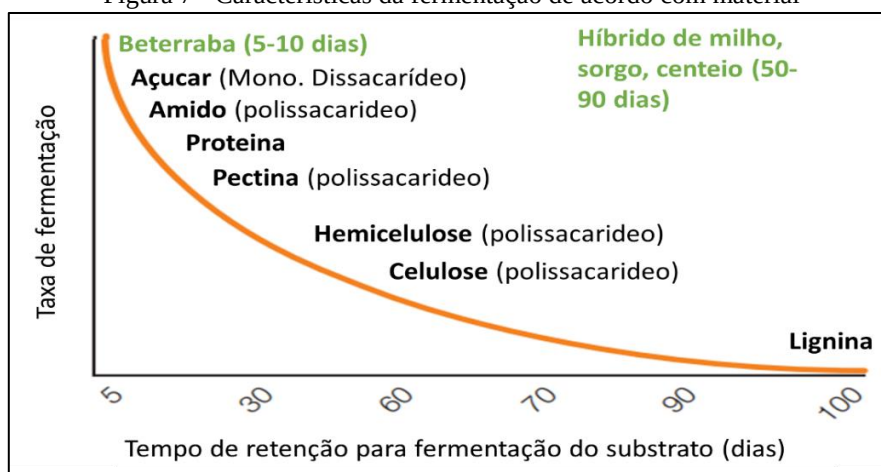
o controle das inibições do processo, o pré-tratamento e a compreensão dos requisitos ambientais são importantes (KUMAR; SAMADDER, 2020).

2.5.2.1 Substratos

Uma grande variedade de substratos orgânicos pode ser tratada por meio da DA. Substratos agrícolas, resíduos de poda, lodos de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), RSU, resíduos de alimento ou processamento de alimentos são alguns exemplos (BAYARD et al., 2016; CLARKE, 2018; BENATO; MACOR, 2019). Resíduos putrescíveis, ou seja, com alta porcentagem de matéria orgânica biodegradável, ricos em proteínas, gorduras, açúcar e amido, bem como com elevados teores de umidade são preferíveis para esse processo (KUMAR; SAMADDER, 2017; MORETTI et al., 2020). Diante dos diferentes tipos de resíduos e suas características, os potenciais de geração de biogás varia em cada um deles. Os processos de fermentação também variam, sendo mais rápido em substâncias com elevados teores de açúcar ou amido (Figura 7).

No Brasil, os principais substratos utilizados para produção de biogás são os oriundos da agropecuária, da indústria, de aterro sanitário (RSU) e de ETE CIBIOGÁS (2021). Conforme o estudo da fonte mencionada, apenas 9% das plantas de biogás utilizam RSU e ETE como substratos nos seus sistemas de produção, contudo, é observada elevada produção de biogás, 73% do volume de biogás produzido no país, nessas plantas. Ressalta-se que grande parte dessa produção é oriunda de aterros sanitários, onde há mistura de diversos tipos de materiais, e que caso fosse realizada a separação da fração orgânica na fonte, esse potencial poderia ser intensificado. Esse fato evidencia a aplicabilidade do tratamento desses resíduos por meio da DA.

Figura 7 - Características da fermentação de acordo com material



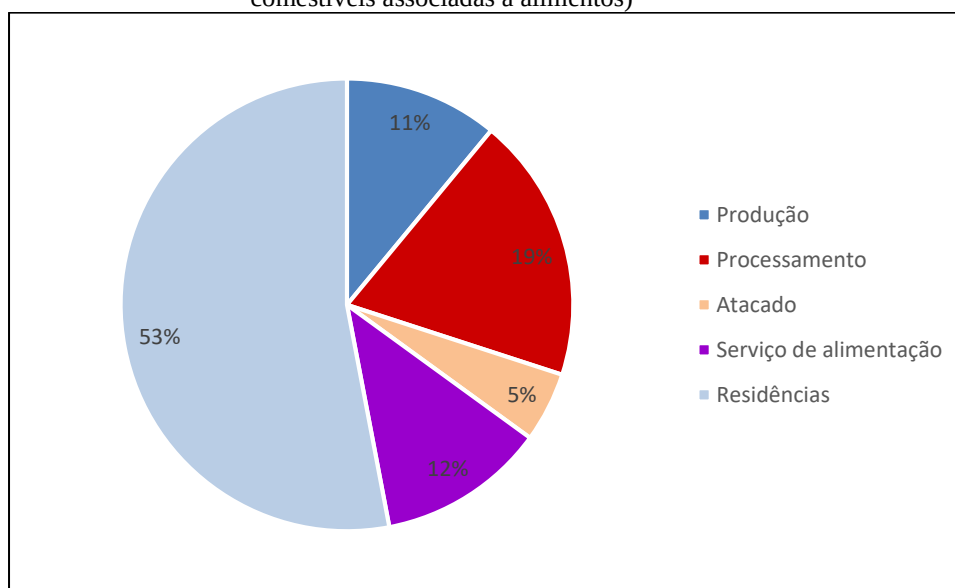
Fonte: KWS SAAT AG apud KSW UK (2021)

Uma opção para o tratamento do RSU é por meio da DA. Esses resíduos apresentam um elevado potencial de geração de biogás. Estima-se que uma tonelada de RSU corresponde a uma produção de 52,17 m³ de biogás, com cerca de 58% CH₄ (SILVA; PALHA, 2016). Já segundo Scarlat et al. (2015) 1 tonelada de FORSU, com cerca de 60% de matéria orgânica e 40% de humidade, degradado por meio da DA poderia gerar teoricamente 200 Nm³ de CH₄ (150 kg de metano).

Os RSD, que representam grande parte dos RSU e são constituídos em boa parte por resíduos orgânicos, são, conseqüentemente, aptos ao tratamento por meio da DA. A fração orgânica pode ser definida como resíduos sólidos que apresentam compostos de carbono capazes de serem degradados biologicamente, tais como papel, resíduos de alimentos, resíduos de madeira, detritos de quintal e resíduos de plantas, mas não inclui metais, vidro ou plásticos (SWNA, 2021). Materiais que podem ser destinados para a reciclagem, tais como papel e papelão, contudo, são preferencialmente separados da fração orgânica e tratados por meio da reutilização e reciclagem.

A FORSU também tem sido definida como bioresíduos urbanos. Estes são oriundos de residências e comércio, e incluem os resíduos alimentares e de jardins (JANK et al., 2015). Dentre a totalidade dos resíduos alimentares gerados, a maioria é oriunda de residências. Na Figura 8 pode-se visualizar a distribuição dos resíduos alimentares, segundo a fonte, na Europa.

Figura 8 - Divisão dos resíduos alimentares da UE-28 em 2012 por setor (inclui alimentos e partes não comestíveis associadas a alimentos)



Fonte: Stenmarck et al (2016)

De acordo com Moretti et al. (2020) a composição da FORSU depende da sua natureza e origem, podendo conter, desde compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, como açúcares simples, amido, proteínas e lipídios, até biopolímeros mais recalcitrantes, como os compostos lignocelulósicos, e uma fração indesejável para o processo de DA, tais como plásticos e materiais inorgânicos. Os resíduos do jardim apresentam menor potencial de biometano, devido à maior participação de materiais lignocelulósicos, já os resíduos alimentares possuem maior potencial de biometano (FITAMO et al., 2016; LOPES et al., 2019; MORETTI et al., 2020; ALESSI et al., 2020).

Conforme apresentado no estudo de Komilis et al. (2017) os rendimentos médios de CH₄ de resíduos alimentares nos diferentes continentes são estatisticamente semelhantes e há grande variabilidade dos valores médios dos experimentos pesquisados pelos autores, apenas a média dos rendimentos de CH₄ da África apresentaram resultados estatisticamente diferente dos demais continentes.

O tratamento da FORSU merece especial atenção uma vez que eles representam a maior parte dos RSU. Na Tabela 18 tem-se um exemplo da composição da fração orgânica diretamente dos RSD.

Tabela 18 – Composição da fração orgânica dos RSD

Composição do resíduo	% em massa úmida
Resíduos alimentares	45,06
Frutas e vegetais	5,15
Resíduos de quintal	10,91

Fonte: Utami et al. (2018)

Alguns trabalhos na literatura têm quantificado a geração desses resíduos. Lunag Jr. et al. (2021) observaram que a geração *per capita* dos resíduos biodegradáveis gerados diferentes residências em Baguio, nas Filipinas variam de 0,04 a 0,31 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, com média de 0,1122 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Os autores também identificaram que os valores da taxa de geração da FORSU variam conforme categorias econômicas distintas, com valores de: 0,04 kg.dia⁻¹.hab⁻¹, para residências consideradas de baixa renda; 0,07 kg.dia⁻¹.hab⁻¹, para residências de renda média; e 0,01 kg.dia⁻¹.hab⁻¹ em residências de alta renda.

Adelodun et al. (2021) identificaram que a geração de resíduos alimentares difere entre os tipos de habitação e as estações do ano. Os resultados obtidos pelos autores indicaram que foram gerados nas residências coreanas analisadas no estudo uma média de 0,26 ± 0,11 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, com maiores valores em moradias do tipo unifamiliar, seguido

pelo apartamento e vila com menor valor médio da taxa, o que, segundo os autores, está relacionado ao tamanho da casa e faixa etária dos membros da família. Em relação à sazonalidade, os maiores valores das taxas ocorreram no verão, seguidos do outono, primavera e inferior no inverno.

Gallardo et al. (2021) apresentaram uma metodologia para analisar a eficiência de um sistema de coleta da FORSU. De acordo com o estudo, são coletados seletivamente cerca de $0,026 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ dessa fração em Castelló de la Plana, Espanha. O estudo também identificou a composição da FORSU coletada seletivamente.

Com base nos trabalhos mencionados, observa-se que os valores geração *per capita* da FORSU são semelhantes.

2.5.2.2 Vantagens

A FORSU, os quais estão inclusos a fração orgânica dos RSD, são capazes de produzir energia renovável no processo de DA devido à sua alta biodegradabilidade, rápida hidrólise e alto potencial de biogás (HANSEN, et al., 2007b; REN et al., 2018).

A DA é um tratamento biológico que permite a redução e estabilização da matéria orgânica, sendo considerada uma boa opção para diminuir a quantidade de matéria orgânica enviada para aterros (NOVARINO; ZANETTI, 2012). Tem-se também uma baixa produção de biossólidos e baixo consumo de energia (SHAHRIARI et al., 2012). A reciclagem de nutrientes é mais uma das vantagens da DA, assim como o aproveitamento energético disponível nos resíduos (KUMAR; SAMADDER, 2017). Em relação ao último ponto de vista, evita-se ainda a liberação de outros poluentes para atmosfera, ao passo que se deixa de utilizar outras fontes de energia mais poluidoras, além de diminuir a dependência energética em combustíveis fósseis. Benato e Macor (2019) afirmam que o uso do biogás como biocombustível, quando comparado com outros biocombustíveis, à exemplo de biodiesel ou bioetanol, apresenta a vantagem de ser produzido apenas com resíduos biológicos.

Outro ponto positivo consiste na mitigação dos efeitos causados pelos GEE, devido a redução da emissão de CH_4 , que pode ser utilizado na geração de energia, assim como na substituição de combustíveis fósseis no consumo de energia em unidades de produção agropecuária (MILANEZ et al., 2021). Ceser (2019), destaca que além dos benefícios mencionados a DA permite o desenvolvimento econômico local, pode trazer independência

de energia e tem a possibilidade de utilizar os seus produtos em usos múltiplos (calor, eletricidade, combustível e injeção de biogás na rede).

No estudo realizado pela ADEME et al.(2021) sobre a análise do ciclo de vida do processo de metanização, foi observado que essa tecnologia contribui positivamente, dentre outros pontos, na redução da camada de ozônio, no consumo energético e nas mudanças climáticas. Tais aspectos são uns dos grandes desafios ambientais da atualidade.

Na Europa, tem-se observado ampla difusão das instalações de DA para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos (CESARO; BELGIORNO, 2014). Em alguns países a DA vem ganhando espaço, como a Croácia, Polônia, Portugal, Eslovênia, Suécia e Turquia (BRUSSELAERS; LINDEN, 2020).

Cabe destacar que existem alguns desafios técnicos e econômicos que impedem a disseminação dos sistemas de DA, como o acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV), de substâncias tóxicas, instabilidade do processo, formação de espuma, baixa capacidade de tamponamento e alto custo financeiro (XU et al., 2018; KUMAR; SAMADDER, 2020). Outros aspectos que ainda precisam ser desenvolvidos são a valorização do biogás e do digestato resultante do processo de DA (BUFFIERE et al., 2009). A obtenção de um substrato de qualidade também é um desafio, especialmente para a FORSU, cuja coleta seletiva necessita ser expandida, fato que deve ser precedido por investimentos na infraestrutura desse sistema de coleta e na educação ambiental da população.

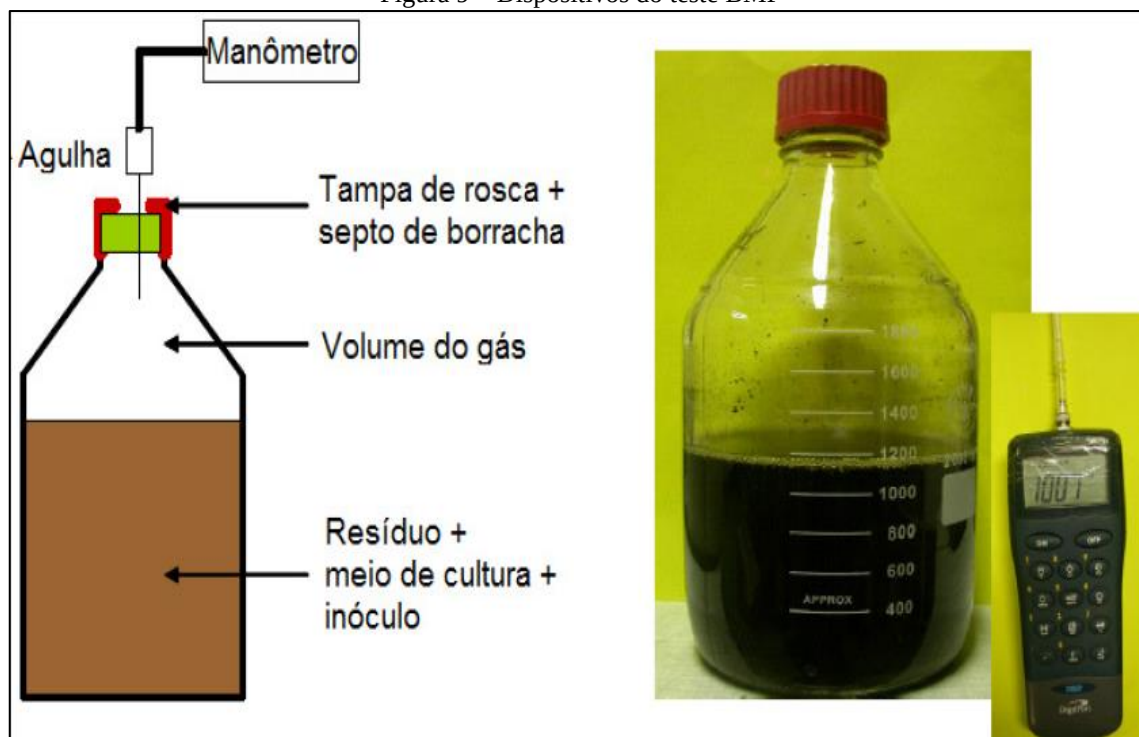
2.5.2.3 Características dos resíduos

Antes de submeter um resíduo ao tratamento por DA é necessário conhecer suas características, a fim de verificar a susceptibilidade ao tipo de tratamento proposto. Segundo Elkadi et al. (2016) a disponibilidade dessas informações permite definir estratégias de gestão e tratamento, tais como analisar o potencial de valorização, as necessidades para o tratamento escolhido, otimizá-lo, além de identificar e atenuar os impactos dos resíduos no meio ambiente.

O parâmetro mais comum para a caracterização é o Potencial Biometanogênico, do inglês *Biochemical Methane Potential* (BMP). O teste BMP permite avaliar a produção de metano a partir de substratos orgânicos, bem como a biodegradabilidade dos mesmos e corresponde à quantidade de CH₄ produzida por unidade de massa de ST ou SV.

No teste, a amostra é inserida no reator, juntamente com um meio de cultura líquido e inóculo, que são mantidos em condições anaeróbias. O monitoramento é realizado por meio de medições da temperatura e pressão. A verificação da pressão interna e ambiente permite acompanhar a produção do biogás, mensuradas por meio de manômetros. Na Figura 9 é possível visualizar os dispositivos utilizados no teste.

Figura 9 – Dispositivos do teste BMP



Fonte: Morais Júnior (2006)

O teste BMP tem sido utilizado em diversos trabalhos da literatura e com diferentes tipos de resíduos para avaliar o potencial de biogás dos mesmos. A Tabela 19 apresenta exemplos de alguns deles.

Outra forma de conhecer o potencial de geração de CH_4 dos resíduos é por meio de reatores em escala piloto. Dessa forma, Kuczman et al. (2018) obtiveram uma produção de $444 \text{ LCH}_4.\text{kg}^{-1}\text{SV}$ para a digestão de resíduos alimentares provenientes de um restaurante popular em Cascavel, Paraná, Brasil, juntamente com o chorume de porco utilizado como inóculo. Santos Filho et al. (2020) encontraram geração de $390 \text{ LCH}_4.\text{kg}^{-1}\text{SV}$, ao analisar a produção de CH_4 resultante da DA de resíduos de frutas, vegetais e legumes impróprios para consumo humano, recolhidos na Centrais Estaduais de Abastecimento - CEASA, Recife, Pernambuco, Brasil, e utilizando uma mistura de lodo de esgoto doméstico, fluido ruminal

bovino e estrume seco de cabra como inóculo. Já Oliveira et al. (2018) analisaram a produção de CH₄ a partir da DA de resíduos alimentares do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, com lodo resultante tratamento da vinhaça crua em reator UASB (inóculo) e adição de bicarbonato e obtiveram uma produção de 281,27 N LCH₄ kg⁻¹ ST.

Tabela 19 – Valores de BMP para resíduos orgânicos

Resíduos	Inóculo	Potencial de geração	Fonte
Mistura de tritcale, ervilhas, Vicia e rabanete forrageiro	Lodo digerido proveniente de ETE	210 ± 14 L _{CNTP} .kg ⁻¹ SV	Franco et al. (2019)
Mistura de girassol, sorgo, ervilhas, Vicia e Trifolium, alexandrinum	Lodo digerido proveniente de ETE	335 ± 34 L _{CNTP} .kg ⁻¹ SV	Franco et al. (2019)
Bagaço de laranja uasb	Reator de lodo anaeróbico de fluxo ascendente (UASB) para vinhaça	128 NL.kg ⁻¹ SV	Santos et al. (2020b)
Esterco de gado	Lodo digerido proveniente de ETE	288 ± 14 L _{CNTP} .kg ⁻¹ SV	Franco et al. (2019)
Resíduos orgânicos de supermercado	Lodo digerido proveniente de ETE	417,4 ± 11,1 NL CH ₄ .kg ⁻¹ ST	Moretti et al. (2020)
Resíduos de jardim	Lodo digerido proveniente de ETE	36,2 ± 7,3 NL CH ₄ .kg ⁻¹ ST	Moretti et al. (2020)
Resíduos orgânicos de restaurantes	Lodo digerido proveniente de ETE	385,5 ± 8,9 NL CH ₄ .kg ⁻¹ ST	Moretti et al. (2020)
Resíduos orgânicos de restaurantes	Lodo de reator anaeróbico à 30°C, de resíduos alimentares	311 NL CH ₄ .kg ⁻¹ SV	Gueri et al. (2018a)
Resíduos orgânicos alimentares	Lodo digerido proveniente de ETE	268±11 NL.kg ⁻¹ ST e 286±12 NL.kg ⁻¹ SV	Bayard e al. (2016)
Resíduos orgânicos alimentares	Lodo granulado de um digestor anaeróbico de águas residuais de um matadouro de bovinos e suínos	433 e 528 LCH ₄ .kg ⁻¹ SV	Sandoval-Cobo et al. (2020)
Biorresíduos domésticos	Lodo digerido proveniente de ETE	258,2 ± 13,9 NL CH ₄ .kg ⁻¹ ST	Moretti et al. (2020)
RSD (exceto fração seca)	Lodo digerido proveniente de ETE	312 a 410 NL biogás.kg ⁻¹ SV	Morais Júnior (2006)
FORSU	Lodo digerido proveniente de ETE	282,7 NL.kg ⁻¹ ST	Silva et al. (2016b)
Resíduos orgânicos alimentares	Líquido digerido proveniente de experimentos anteriores realizados no mesmo laboratório	495 ± 14 a 644 ± 7,8 NL CH ₄ .kg ⁻¹ SV	Pangallo et al. (2021)

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto; CNTP: Condições Normais de Pressão e Temperatura

Juntamente com o teste BMP é interessante realizar a determinação de outros parâmetros para auxiliar na interpretação dos resultados. No teste BMP a análise dos ST e

SV é obrigatória tanto para o substrato quanto para o inóculo, sendo os demais parâmetros, como pH, AGV, nitrogênio Kjeldahl total (NTK), amônio (NH_4^+) e alcalinidade, importantes para estimar os potenciais problemas de inibição durante os testes de BMP, outro parâmetro interessante é a demanda química de oxigênio (DQO) (HOLLIGER et al. 2016)

O conhecimento das características físicas e químicas dos resíduos orgânicos são importantes para projetar e operar os sistemas de DA, visto que influenciam na estabilidade do processo, na produção biogás, assim como na qualidade do digestato. Dentre as características, pode-se citar, o conteúdo de ST e SV, DQO, o tamanho das partículas, a composição dos mesmos em termos de açúcares, lipídeos, proteína e fibras e a presença de nutrientes.

Compostos orgânicos, como lignina, celulose, cutina ou queratina são lentamente ou não biodegradáveis em condições anaeróbicas, enquanto polímeros tais como amido e hemicelulose são biodegradáveis mais facilmente (FRANCO et al., 2019). Dessa forma é esperado altos rendimentos de biogás em resíduos alimentares devido ao alto teor de biodegradáveis, enquanto os resíduos de quintal e jornais contêm maiores frações de lignina e hemicelulose e serão caracterizadas por menores rendimentos de biogás (HARTMANN et al., 2004).

Uma parte dos resíduos é composta por materiais indesejáveis para DA. A existência dessas impurezas nos resíduos, a exemplo de plásticos, metais, pedras e patógenos pode ser um fator limitante para a utilização dessa tecnologia. Em sistemas de DA as impurezas no substrato podem causar mau funcionamento de dispositivos mecânicos, abrasão, formação de sedimentos no fundo dos digestores e bloqueios de tubos e misturadores (JANK et al., 2016; NOVARINO; ZANETTI, 2012). O acúmulo dos sedimentos ocasiona a diminuição do volume do digestor, o que afeta negativamente o desempenho do processo e aumenta os custos de manutenção (JANK et al., 2015; MICOLUCCI et al., 2015). As impurezas também reduzem a qualidade do digestato, limitando seu posterior uso e comercialização como composto ou fertilizante líquido (HARTMANN et al., 2004; NAROZNOVA et al., 2016).

Segundo Xu et al. (2018) os ST presente nos resíduos alimentares podem apresentar ampla variabilidade, com valores entre 2%, para algumas águas residuais de processamento de alimentos, e 90%, a exemplo dos resíduos para alimentação de animais de estimação. Para os resíduos alimentares Zhang et al. (2007) encontrou valores de ST variando de 23 a 27%. Segundo Lin et al. (2018) a DA pode ser operada com ST variando de 5% a 35%.

De forma complementar ao ST, o teor de umidade desempenha papel importante no processo de DA, uma vez que fornece nutrientes aos microorganismos e permite a condução de enzimas e de outros metabólitos que atuam na decomposição dos resíduos. Elevados valores de umidade são importantes no processo de DA, pois permitem a condução de enzimas que participam da decomposição dos substratos e, segundo Khalid et al. (2011), permite a dissolução da matéria orgânica facilmente degradável. Baixo teor de umidade pode reduzir o transporte de massa e dificultar a etapa de hidrólise, reduzindo a transferência dos compostos intermediários e de nutrientes para as bactérias (ZHANG et al., 2014; LIOTTA et al., 2014). Já valores excessivos podem interferir na atividade dos microorganismos, estimulando a atividade fermentativa e consequentemente o acúmulo de AGV e diminuição do pH, assim como podem favorecer a liberação de radicais altamente reativos no meio (MAYER, 2013; VELUCHAMY; KALAMDHAD , 2017).

Outra informação importante é o teor de SV. O parâmetro indica a presença da fração orgânica nos resíduos que é passível de degradação pelos micro-organismos no processo de DA. A composição dos SV influencia diversos fatores da DA, a exemplo do tempo de digestão, da composição dos AGVs e a geração de inibidores do processo, tendo-se uma digestão superior e muito mais rápida em amostras ricas em carboidratos facilmente fermentescíveis (glicose, frutose, sacarose) quando comparada com aquelas com elevada quantidade de compostos lignocelulósicos (CREMONEZ et al., 2020).

A determinação do pH é essencial, visto que afeta a atividade metabólica dos microorganismos que realizam a DA. Segundo Pereira et al. (2009) a faixa ótima do pH indicada para o crescimento da maioria dos micro-organismos está entre 6,5 e 7,5.

O conhecimento dos AGVs e da alcalinidade também são importantes, uma vez que influenciam no valor final desses parâmetros em um reator anaeróbio e são indicadores da estabilidade do processo de DA. A acidez volátil representa a concentração de ácidos e mensura a capacidade do processo de DA em resistir à elevação do pH, enquanto que a alcalinidade total, indica a concentração de álcalis presente e, nesse caso, determina a capacidade de tal processo em resistir ao abaixamento do pH (GUERI et al., 2018b).

Um dos nutrientes fundamentais para o desenvolvimento dos micro-organismos é o nitrogênio. Assim, conhecer os valores de nitrogênio dos resíduos mostra-se pertinente. Um método normalmente usado para determina-lo é o Kjeldahl, por meio do NTK, que representa o somatório do nitrogênio orgânico e amônia. Esta pode estar na forma livre

(NH₃) ou em forma de íon (NH₄⁺), sendo esta a forma observada quando o pH é inferior a 8,5 (BAUR, 2012).

Outro parâmetro importante é a DQO. Segundo Leite et al. (2003) a DQO solúvel é utilizada como alimento das bactérias, bem como na síntese celular, resultando uma biomassa microbiana relativamente densa. O teor de carbono orgânico (CO) também é utilizado para estimar teor de matéria orgânica dos resíduos, já o carbono total (CT) além dessa fração inclui a carbono inorgânico presente.

A fim conhecer mais características dos resíduos, a etapa de caracterização pode ser realizada em ambas as frações dos resíduos, líquida e sólida. A fração sólida é composta por materiais orgânicos complexos, tais como, arroz e vegetais, já na fração líquida está presente materiais orgânicos solúveis, a maioria dos compostos não lignocelulósicos, sais minerais e pequenas partículas. Os compostos solúveis são rapidamente degradados microbiologicamente, assim como mais facilmente difundidos no reator, melhorando a acessibilidade da matéria-prima aos micro-organismos, e dessa forma não precisam passar pela etapa de hidrólise considerada uma etapa limitante da DA (FRANCO et al., 2019). Por outro lado, os materiais orgânicos insolúveis e os compostos de alto peso molecular, como polissacarídeos e proteínas, necessitam ser hidrolisados em substratos orgânicos solúveis (ZHANG, et al., 2013a)

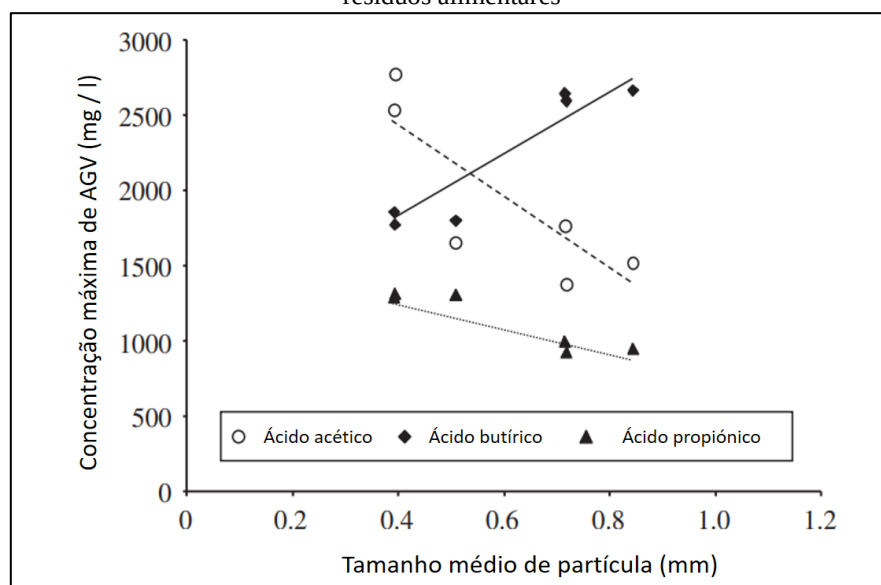
Zhang et al. (2013a) realizaram a caracterização das frações líquida e sólida dos resíduos alimentares da cantina da Universidade de Tecnologia Química de Pequim, por meio da separação das frações com auxílio de uma peneira (2mm). Posteriormente a fração sólida foi triturada em partículas menores que 3mm e as líquidas submetidas a uma separação óleo e água. Os resultados apontaram que houve uma melhora na produção de CH₄ nas frações líquidas e sólidas comparadas ao resíduo bruto, com valores de produção total de metano de 659, 643, e 581 mL.g⁻¹ SV, respectivamente.

Franco et al. (2019) analisaram o potencial de diversos resíduos orgânicos (esterco bovino e colheitas) para a DA, por meio de metodologia que promoveu a extração de água da amostra bruta, a fim de mensurar a contribuição das fases solúvel em água e particulada em relação a diversos parâmetros. Além disso, os autores também analisaram a influência da ensilagem. Os resultados apontaram que a contribuição da fase solúvel em água foi de 8 a 69% para a DQO total e 7 a 46% para o BMP total, com as maiores contribuições solúveis em água presentes na biomassa ensilada. Os autores associaram esse resultado à produção e

acúmulo de ácidos orgânicos a partir de carboidratos particulados e nitrogênio orgânico ocorrido durante a ensilagem.

O tamanho das partículas também é importante no processo de DA, pois influenciam diretamente na hidrólise dos substratos. Partícula de menor tamanho apresenta melhor rendimento de biogás, ao passo que as bactérias produtoras de CH_4 têm maior superfície de contato com a matéria orgânica degradável (IZUMI et al., 2010). De acordo com estes autores, o tamanho médio das partículas afeta a produção e a composição dos AGV, com aumento da produção de ácido acético e o ácido propiônico, bem como diminuição do ácido butírico, com a diminuição do tamanho médio das partículas (Figura 10). No entanto, autores destacam que uma redução excessiva no tamanho das partículas pode acelerar a etapa de hidrólise, resultando no acúmulo de AGV e amônia e consequentemente na desestabilização do reator.

Figura 10 - Relação entre concentração máxima de AGV e tamanho médio da partícula em DA mesofílica de resíduos alimentares



Fonte: Izumi et al. (2010)

Dai et al. (2019) observaram que a redução do tamanho da partícula da palha de arroz (20, 1, 0,15 e 0,075 mm) aumentou significativamente a produção de CH_4 , de $107 \text{ mL.g}^{-1}\text{SV}$ para $197 \text{ mL.g}^{-1}\text{SV}$. Os autores atribuíram a elevada eficiência da DA principalmente ao aumento na degradação da celulose. Também foi observado que a diminuição do tamanho das partículas da palha de arroz melhorou a morfologia básica, a dissolução de matéria orgânica e o grau de bioliquefação, o que pode favorecer o desempenho da DA, assim como

provocou mudanças na comunidade e diversidade bacteriana e gêneros específicos provavelmente contribuíram para a melhoria da eficiência da DA.

Elkadi et al. (2016) analisaram a granulometria dos RSD da cidade de Tanger. Os autores utilizaram quatro compartimentos sobrepostos, com dimensões de 150 mm, 75 mm e 25 mm, sendo a última destinada a receber as frações inferiores a 25mm. Eles identificaram que mais de $\frac{3}{4}$ dos resíduos possuem granulometria inferior a 75mm e apenas 16,15% são superiores a 150mm. Topanou (2012) determinou a granulometria dos RSD da cidade de Abomey-Calavi, na República do Benin, na África Ocidental. O autor observou que a fração de resíduos com diâmetro entre 80 mm e 20 mm representa a maior proporção e que a fração de 100 mm apresenta o menor valor, qualquer que seja a classe social ou a estação do ano. De acordo com Holliger et al. (2016) para a DA as partículas devem ter no máximo 10 mm, tanto em comprimento quanto em largura. Nesse sentido, diante da dimensão dos resíduos, em geral, uma redução do tamanho das partículas é necessária para aqueles destinados ao tratamento anaeróbio.

A Tabela 20 apresenta uma síntese dos principais parâmetros presentes na literatura utilizados para caracterizar os resíduos orgânicos. Observa-se que não há uma padronização dos parâmetros, bem como das unidades, uma vez que a caracterização varia conforme o objetivo do estudo.

Tabela 20 - Características dos resíduos orgânicos

Fonte	Carneiro et al. (2007)	Hansen et al. (2007a)	Schievano et al. (2010)		Zhang et al. (2013a)	Zhang et al. (2013b)	Fisgativa et al. (2016)	Bayard et al. (2016)	Bala et al. (2019)	Moretti (2020)
Resíduo	FORSU	FORSU	FORSU	FORSU	Resíduos alimentares	Resíduos alimentares	Resíduos alimentares	Resíduos alimentares	FORSU	FORSD
ST	868 g.kg ⁻¹	-	407 ± 5 g.kg ⁻¹	242 ± 9 g.kg ⁻¹	23,1%	18,5 %	22,8%	-	752,2 g.kg ⁻¹	19,1 ± 0,94 %
SV	698,4 g.kg ⁻¹	-	662 ± 2 g.kg ⁻¹ ST	916 ± 2 g.kg ⁻¹ ST	100%	92%ST	88,2%ST	93,6±0,1ST%	944,1 g.kg ⁻¹ ST	90,8 ± 0.1%ST
DQO	16,0 g.kg ⁻¹	-	-	-	-	-	198g/kg	1330±25 g/kgST	9760 mgO ₂ .L ⁻¹	36,5 ± 1.8 g.L ⁻¹
Lipídeos	-	13,1%ST	-	-	-	22,8%ST	15%SV	-	-	
Fibras	-	18,6%ST	Hemicelulose - 39 ± 23 g. kg ⁻¹ ST Celulose – 156 ± 22 g. kg ⁻¹ ST Lignina - 126 ± 4 g. kg ⁻¹ ST Material solúvel - 679 ± 7 g. kg ⁻¹ ST	Hemicelulose - 39 ± 7 g. kg ⁻¹ ST Celulose – 103 ± 2 g. kg ⁻¹ ST Lignina - 65 ± 2 g. kg ⁻¹ ST Material solúvel - 793 ± 7 g. kg ⁻¹ ST	-	-	Hemicelulose - 9%SV Celulose – 9% SV Lignina 7%SV	-	-	Hemicelulose – 11,6 ± 1,4 %SV Celulose – 21,0 ± 1,0 %SV Lignina – 9,9 ± 0,01 %SV Material solúvel – 57,5 ± 0,4 %SV
Proteínas	-	14,9%ST	-	-	-	-	-	-	-	
Açúcares	-	6% (0–11%ST)	-	-	-	-	-	-	-	2,5 g _{COD} .L ⁻¹ (6,8 %DQO)
AGV	-	-	-	-	-	-	-	-	332,5 mg.L ⁻¹ ácido acético	7,44 g _{COD} .L ⁻¹ (20,4 %DQO)
NTK	1,3 g.kg ⁻¹	-	7,0 ± 0,3 g.kg ⁻¹ ST	20,5 ± 1,4	-	-	16 g/kgST	-	-	240 ± 6,5 mg.L ⁻¹
NH4	-	-	-	-	-	-	731 mg/L	-	-	-
P	-	0,4%ST	2,4 ± 0,1 g. kg ⁻¹ ST na forma de P ₂ O ₅	5,7 ± 0,4 kg ⁻¹ ST na forma de P ₂ O ₅	-	-	-	-	-	

N	-	2,5%ST	-	-	-	2,2 ± 0,3	-	-	3,16%	2,1 %ST
C	-	48%ST	-	-	-	46,5 ± 1,5 %ST	-	-	50,33%	47,2 %ST
H	-	7,1%ST	-	-	-	-	-	-	5,65%	6,2 %ST
S	-	0,2%ST	-	-	-	-	-	-	-	
Cl	-	0,6%ST	-	-	-	-	-	-	-	
pH	8,5	-	5,18 ± 0,04	4,38 ± 0,07	4,2 (0,2)	5,2 ± 0,3	5,1	-	7,42	4,7 ± 0.1
C/N	-	-	-	-	24,5	21,1	18,5	-	-	
Na ⁺	-	-	-	-	3,45 (0,2) %ST	3,45 ± 0,20 %ST	2,2 (2,9)%ST	-	-	
K ⁺	-	0,9%ST	-	-	2,30(0,04) %ST	2,30 ± 0,04 %ST	1,2(0,7)%ST		-	
Mg ²⁺	-	-	-	-	0,16 (0,01) %ST	0,16 ± 0,01 %ST	0,3 (0,2)%ST	-	-	
Ca ²⁺	-	-	-	-	0,4 (0,01) %ST	0,03 ± 0,01 %ST	1,6(1,3)%	-	-	
Fe ³⁺	-	-	-	-	100(23) ppm	100 ± 023 ppm	482 (815) ppmST	-	-	
Mn ²⁺	-	-	-	-	110 (95) ppm	110 ± 95 ppm	-	-	-	
Zn ²⁺	-	-	-	-	160 (30) ppm	160 ± 30 ppm	-	-	-	

2.5.2.4 *Pré-tratamento dos resíduos*

O pré-tratamento é considerado uma etapa fundamental para melhorar a eficiência da DA dos resíduos orgânicos. De acordo com Bala et al. (2019), é uma etapa importantíssima para aumentar a hidrólise, solubilizar a matéria complexa presente na FORSU e obter maior rendimento de biogás.

Os principais objetivos são remover materiais indesejáveis, como plásticos e metais, que podem contaminar os resíduos biológicos, mesmo se sistemas de coleta de fontes separados forem implementados; e extrair as frações orgânicas mais facilmente biodegradáveis do fluxo de resíduos (JANK et al., 2015; HANSEN et al., 2007b). É possível também homogeneizar a fração orgânica e simplificar sua degradação (NOVARINO; ZANETTI, 2012), assim como aumentar a bioconversão de materiais menos biodegradáveis, por meio da modificação da estrutura de materiais complexos, tais como lignina e frações de celulose, diminuição do grau de polimerização e enfraquecimento das ligações da lignina com carboidratos (GUELFO et al., 2011; CARRERE et al., 2016). Dessa forma, são esperados melhores taxas e rendimentos de CH₄, bem como melhor qualidade do digestato.

Segundo Komilis et al. (2017) os rendimentos de CH₄ são afetados pela existência de pré-tratamento de resíduos alimentares, assim como pelo modo de operação (batelada ou contínuo) utilizado na DA. Observou-se que os resíduos alimentares pré-tratados e submetidos ao modo contínuo resultaram em rendimentos de CH₄ mais elevados.

Em todas as tecnologias de pré-tratamento tem-se dois fluxos de saída: biomassa e rejeitos. Em geral, nos rejeitos da maioria das tecnologias de pré-tratamento há parte significativa de matéria orgânica misturada com as impurezas, então as tecnologias de pré-tratamento têm buscado diminuir a quantidade de matéria orgânica na fração do rejeito a fim de obter alto potencial de biogás e baixo grau de impurezas (HANSEN et al., 2007b).

Diferentes técnicas de pré-tratamento podem ser classificadas em: físicas e térmicas, químicas, biológicas e combinadas (SOUSA, 2019):

- Pré-tratamento físico: visa perturbar os agregados por meio da ação física. Há três formas principais de obter essa finalidade, por meio do ultrassom, da ação de micro-ondas ou meios mecânicos;
- Pré-tratamento térmico: tem por objetivo gerar um meio adverso com potencial para quebrar e desagregar as comunidades microbianas e/ou células, podendo ocorrer por aquecimento ou congelamento;

- Pré-tratamento químico: realiza a perturbação dos agentes de ligação catiônica, a fim de interferir na adsorção das enzimas, liberando enzimas no meio solúvel e aumentando a atividade enzimática. Essa categoria de pré-tratamento pode ser dividida em tratamento alcalino, ácido e processos avançados de oxidação.
- Pré-tratamento biológico: aspira à solubilização biológica, resultante de complexas reações bioquímicas no processo de solubilização.

A eficiência dos pré-tratamentos pode variar com características dos substratos e dos parâmetros de pré-tratamento (ARIUNBAATAR et al. 2014).

Os tratamentos mecânicos têm sido usados há décadas em aplicações de tratamento de resíduos sólidos. Segundo Cesaro e Belgiorio et al. (2014), esse tipo de pré-tratamento é o mais confiável para o processamento da FORSU antes da DA. Ainda conforme os autores, a trituração e a polpação são muito comuns em plantas industriais, visto que a solubilização da matéria orgânica é facilitada pela redução do tamanho de partícula.

Em geral, a primeira etapa de um processamento mecânico é a separação de sacolas, que permite tornar os bioresíduos mais homogêneos (ALESSI et al., 2020). Outros processos padrão incluem diferentes tecnologias de separação, tais como peneiramento, prensagem e separação magnética, densimétrica e balística, etc., que separam as diferentes frações, dependendo do tamanho e da composição (HANSEN et al. 2007b; HARTMANN et al., 2004; JANK et al. 2017; ALESSI et al., 2020).

A obtenção de uma fração orgânica sem impurezas ainda é um desafio devido a variabilidade dos mesmos. Nesse sentido, é essencial melhorar a coleta dessa fração na fonte e a eficiência dos processos de pré-tratamento a fim de otimizar a produção de biogás.

2.5.2.5 *Prensagem dos resíduos*

Dentre as tecnologias de separação, o uso da prensa tem a vantagem de separar os contaminantes e material não degradável do material digestível biológico e reduzir o tamanho das partículas de resíduos para o tratamento biológico com apenas uma etapa da operação (JANK et al., 2015).

Segundo Cesaro et al. (2014) a fração orgânica oriunda de processos de prensagem destinada aos processos de DA é caracterizada por um teor total de sólidos de 20-30%, o que reduz a necessidade de diluição, bem como a energia necessária para misturar o substrato a ser digerido. Conforme os autores mencionados, as principais vantagens das prensas são a

aplicação generalizada em grande escala, nenhuma restrição a tecnologias específicas de DA e a separação da fração orgânica dos RSU em úmido e seco com consequente otimização de processos anaeróbicos e aeróbios integrados. Contudo, os autores também destacam algumas desvantagens, tais como a possível exigência de pré-tratamento adicional para remover impurezas, bem como a geração de uma massa de fluxo que precisa ser estabilizada por meio de processos biológicos adequados.

Uma parte significativa dos compostos orgânicos biodegradáveis é solúvel e é extraída em fase aquosa após a separação por prensa (NAYONO et al., 2010). Assim, valores mais altos de taxa de produção de biogás na fração de pasta aquosa são esperados quando comparados à fração de particulados devido a um conteúdo significativamente maior de fibras lignocelulósicas e menor biodegradabilidade nesta última fração (JANK et al., 2015). A distribuição dos resíduos entre as duas frações de saída do processo de prensagem é afetada pela pressão (HANSEN et al., 2007b, MORETTI et al., 2020, MORETTI et al., 2021). Muitos trabalhos usaram tecnologias de prensagem para estudar frações específicas de interesse no processo de DA.

Hansen et al. (2007b) estudaram três diferentes tecnologias de pré-tratamento mecânico (prensa de parafuso; *disc screen*; e trituradora + separador magnético) para a FORSU separada na fonte, gerando uma fração líquida, constituído de resíduos moles e úmidos (principalmente orgânico) e uma fração sólida, formada por materiais secos, como plástico, papel, metal e pedra. Os autores encontraram perdas orgânicas substanciais na fração sólida de até 40% e 34% (peso úmido) com a prensa de parafuso e a *disc screen*, respectivamente. Segundo os autores, a prensa de parafuso conseguiu direcionar mais água e matéria orgânica facilmente degradável e menos matéria orgânica lentamente degradável e material de saco de coleta (plástico ou papel) para a fração de biomassa do que o *disc screen*. Os autores observaram também que os potenciais de CH₄ obtidos com base no SV para as frações sólidas foram 20–25% menor do que para o SV da biomassa, devido a maior quantidade de fibras e menor degradabilidade da matéria orgânica na fração sólida.

Nayono et al. (2010) usaram máquinas prensa-extrusora para otimizar a valorização da FORSU e descobriram que a separação do excesso de umidade desses resíduos melhora o processo de compostagem e reduz a emissão de CO₂, visto que uma parte significativa dos compostos orgânicos biodegradáveis é solúvel e é separada na prensagem dos resíduos, o que resultou numa fase líquida, que mostrou ser um substrato adequado para DA com alto

rendimento de biogás. Ao submeter a fração líquida ao processo de DA em reator *Continuous Stirred Tank Reactor* (CSTR), os autores alcançaram uma produção de $490 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1} \text{ SV}$.

De forma semelhante Novarino e Zanetti (2012) testaram um sistema de pré-tratamento mecânico, a extrusão por pressão, no qual o material é pressionado contra uma grade furada (8mm) para separação das frações indesejáveis e orgânicas dos resíduos. Os autores encontraram que a fração orgânica representava 85% em massa úmida, contra 15% em massa úmida para a fração restante, constituída principalmente de plásticos, vidro e material biodegradável. Quando submetido para DA em reator a fração líquida obteve rendimento médio de $600 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ SV}$ (*input* de 10% ST) com cerca de 63–64% de CH_4 .

Os sistemas de pré-tratamento da FORSU de quatro instalações na parte sul da Suécia foi analisado por Bernstad et al. (2013), que incluiu (I) moinho + despulpador + prensa de parafuso, (II) triturador + prensa de parafuso, (III) prensa de parafuso + peneira e (IV) abridor de saco + peneira de tambor + despulpador + dispersão + peneira. A fração líquida destinada a DA apresentou um rendimento potencial de CH_4 variando entre 579 e $630 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \text{ SV}$ enquanto que a fração sólida obteve valores de 400 a $520 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \text{ SV}$.

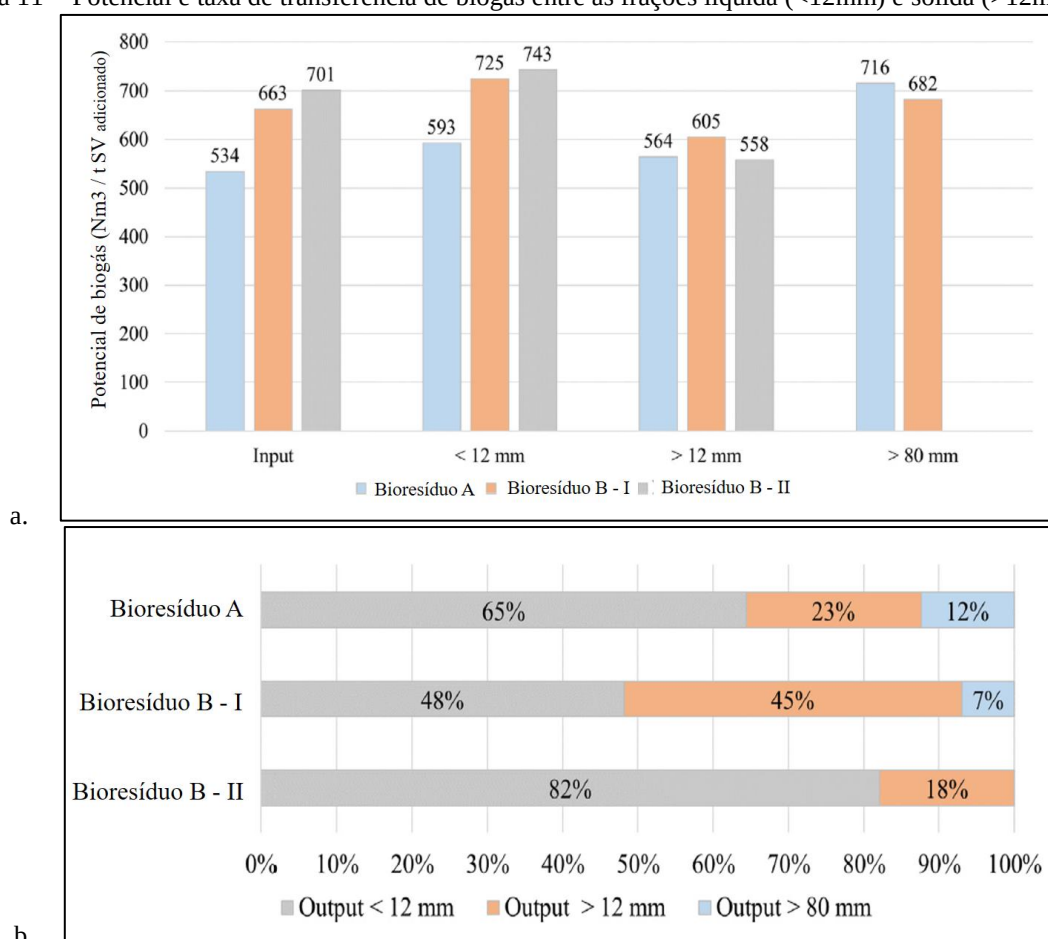
Jank et al. (2015) testaram uma prensa de separação mecânica (*screen overflow* - 60 mm + Prensa - 8mm) para a remoção de impurezas da FORSU composta por resíduos de alimentos e de jardins e os resultados mostraram eficiência promissora na remoção dos contaminantes, especialmente do plástico filme (67%) e do vidro (92%), bem como na transferência de cerca de 90% dos compostos orgânicos para a fração líquida, destinada para o tratamento anaeróbio.

Micolucci et al. (2015) descobriram que o processo de prensagem para a separação da FORSU em frações líquidas e sólidas pode ser benéfico para otimizar ainda mais o tratamento dessa fração por meio da DA. Os autores obtiveram uma fração líquida com alta biodegradabilidade ($\text{SV/ST} = 0,88$) e distribuições balanceadas de macronutrientes (QDO, NTK, ósforo), que apresentou bom desempenho como material de alimentação para o processo de DA. Nas condições mesofílicas (37°C), o estudo apresentou composição do biogás de 66% CH_4 e produção média de $0,79 \text{ m}^3 \text{ biogás} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ SV}$ e $0,47 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ SV}$.

Lopes et al. (2019) estudaram a eficiência de dois sistemas de pré-tratamento mecânico úmido para remoção de impurezas de resíduos alimentares e de poda de residências: (I) moinho de parafuso + *star screen* + desempacotamento em bioresíduo municipal A (com proporção de bioresíduo e água de 3:1) e B-I (com proporção de bioresíduo e água de 5:1); e (II) triturador + prensa de pistão com orifício de 12mm) em

bioresíduo municipal B-II (com proporção de bioresíduo e água de 3:1). Foi gerado uma fração sólida (>12mm), que continha as impurezas concentradas, e uma fração líquida (<12mm), que se destinava como substrato para DA. Os autores observaram que a fração líquida apresentou em geral, maiores valores do potencial de biogás (Figura 11 a) e que a maior taxa de transferência de biogás foi obtida pela prensa de pistão, com 82% do volume de biogás foi transferido para a fração líquida, que apresentou um potencial de produção correspondente de 743 Nm³.t⁻¹ SV (Figura 11 b).

Figura 11 - Potencial e taxa de transferência de biogás entre as frações líquida (<12mm) e sólida (>12mm)



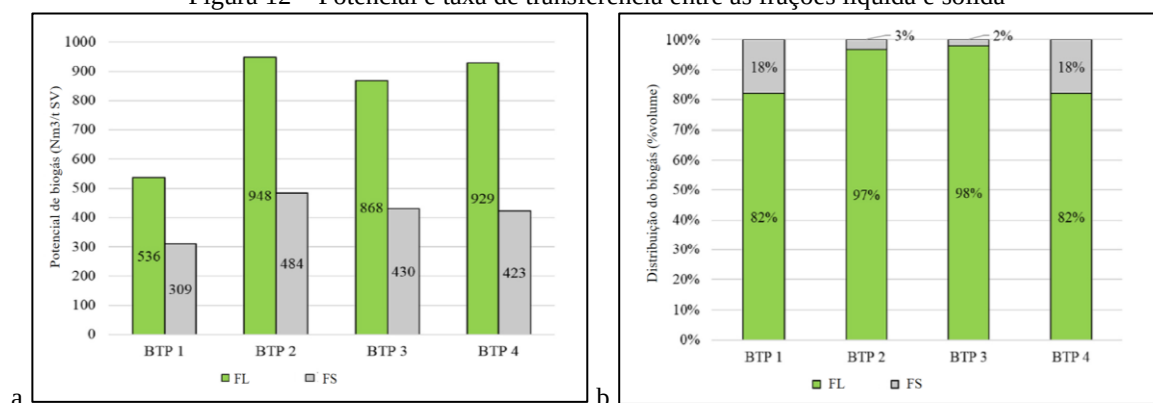
a. Potencial de biogás das frações do pré-tratamento I e II; b. Taxas de transferência de biogás para cada fração em cada tipo de resíduo

Fonte: Lopes et al. (2019)

Alessi et al. (2020) estudaram a performance de diferentes pré-tratamentos mecânicos, dois deles incluindo o uso de prensas, na remoção de impurezas e determinação de suas respectivas perdas de orgânicos e potencial do biogás na fração sólida resultante do pré-tratamento. Foram analisados quatro pré-tratamentos: (1) *drum-screen* + triturador + prensa de pistão (12mm) em bioresíduos domiciliares; (2) triturador + prensa de pistão

(12mm) + prensa de parafuso em resíduos alimentares de restaurantes e supermercados; (3) moinho de separação em resíduos alimentares de residências e hotéis; e (4) *pulper* + *drum-screen* em resíduos alimentares de residências e hotéis. Os autores observaram que a eficiência de remoção de impurezas depende do tipo de material a ser processado e do tipo de pré-tratamento. No pré-tratamento 1 foi observado uma menor eficiência na remoção das impurezas, atribuída aos resíduos de poda e volumosos submetidos a esse tipo de pré-tratamento, enquanto que o pré-tratamento 4 removeu a maioria das impurezas da fração líquida. Em relação ao potencial de biogás das frações líquidas e sólidas, os autores encontraram valores mais altos na fração líquida, assim como nos resíduos alimentares, variando de 868 a 948 m³ N.t⁻¹ SV (Figura 12a). Já quanto às eficiências de transferência do potencial do biogás para a fração líquida, os pré-tratamentos 2 e 3 apresentaram menos de 3% do potencial do biogás presente na fração sólida (Figura 12b).

Figura 12 – Potencial e taxa de transferência entre as frações líquida e sólida



a. Potencial de biogás das frações líquidas (FL) e sólida (FS) para cada pré-tratamento (BTP); b. Potenciais de biogás transferidos para as frações de saída de cada sistema de pré-tratamento

Fonte: Alessi et al. (2020)

Com o objetivo de melhorar a produção de CH₄ a partir da fração líquida resultante da prensagem de resíduos Moretti et al. (2021) investigaram um pré-tratamento mecânico úmido de quatro biorresíduos: domiciliares, de supermercado, de restaurante e bioresíduos de poda. Os resultados apontaram que a separação por prensagem úmida dos bioresíduos domiciliar, de restaurante e de supermercado foi um pré-tratamento eficiente para melhorar e facilitar a produção de CH₄ por DA, a extração foi melhor nos seguintes bioresíduos: domiciliar (58%), de restaurante (57%) e de supermercado (67%). Os autores verificaram também que a fração líquida desses biorresíduos apresentou baixo teor de ST e BMPs

elevados (416, 408 e 423 NLCH₄.g⁻¹ SV para bioresíduos domiciliar, de restaurante e de supermercado, respectivamente).

Com base nos estudos mencionados observa-se que as diferentes configurações do pré-tratamento, assim como o tipo de resíduo resultam em características distintas de ambas as frações obtidas através de procedimento de prensagem. Diferentes dimensões dos orifícios da prensa, pressões, adição ou não de água pode influenciar nos resultados. A Tabela 21 reúne as principais características das FL e FS dos bioresíduos pré-tratados com prensa.

Tabela 21 – Características das frações líquidas (FL) e sólidas (FS) dos bioresíduos pré-tratados com prensa

Fonte	Resíduo	Pré-tratamento	Adição de água	ST		SV		Impurezas		Condições da DA		Balanço de massa		DQO		NTK	
				FL	FS	FL	FS	FL	FS	FL	FS	FL	FS	FL	FS	FL	FS
1	FORSU	Prensa de parafuso	Não	-	-	-	-	-	-	Teste 55°C: 458 m ³ .t ⁻¹ SV	-	59 %	41 %	-	-	-	-
2	FORSU	Triturador + <i>Star-sieve</i> (80mm) + prensa	Não	168,4 g.L ⁻¹ e 17%	-	117,7 g.L ⁻¹	-	-	-	Reator CSTR 37°C: 490 m ³ CH ₄ .t ⁻¹ SV	-	-	-	213 g.L ⁻¹ 100,1 g.L ⁻¹ solúvel	-	4,10 g.L ⁻¹ 1,52 g.L ⁻¹ solúvel	-
3	FORSU	Prensa (8mm)	Não	19%	-	-	-	-	-	Reator 40°C: 600 l.kg ⁻¹ SV.	-	85 %	15 %	-	-	-	-
4	FORSU	Moinho+despolpador + prensa de parafuso	Sim 0,6 m ³ .t ⁻¹ bioresíduo	10,8 %	45,1 % ST	90,9%	-	-	-	Teste mesofílico: 579 Nm ³ .t ⁻¹	Teste mesofílico: 432 Nm ³ .t ⁻¹	~60 % ST	~40 % ST	-	-	-	-
	FORSU	Triturador + prensa de parafuso	Sim 0,1 m ³ .t ⁻¹ bioresíduo	17,9 %	32,9 % ST	90,7%	-	-	-	Teste: ~590 Nm ³ .t ⁻¹	Teste mesofílico: 432 Nm ³ .t ⁻¹	~61 % ST	~39 % ST	-	-	-	-
	FORSU	Prensa Parafuso + Peneira	Não	22,3 %	34,1 % ST	78,2%	-	-	-	Teste: ~600 Nm ³ .t ⁻¹	Teste mesofílico: ~420 Nm ³ .t ⁻¹	~65 % ST	~35 % ST	-	-	-	-

5	FORSU	screen overflow (60 mm) + prensa (8mm)	Não	-	-	-	-	7,9%	-	Teste 36°C: 360 NI biogás.kg ⁻¹ SV	220 NI biogás.kg ⁻¹ SV	87 %	13 %	-	-	-	-
6	FORSU	Peneirado + prensa	Não	188 mgS V.g ⁻¹	-	164 mgSV.g ⁻¹ (88%)	-	-	-	Reator CSTR 37°C: 0,79 m ³ biogás.kg ⁻¹ SV	-	-	-	1061 mgO ₂ .g ⁻¹ ST	-	27 mgN-NH ₄ ⁺ .g ⁻¹ TS	-
7	FORSU	Triturado r + prensa	Não	186 g.kg ⁻¹	378 g.kg ⁻¹	169 g.kg ⁻¹	343 g.kg ⁻¹	-	-	Reator CSTR 37°C: 0,79 m ³ biogás.kg ⁻¹ SV	-	-	-	1,189 g.kg ⁻¹ TS	764 g.kg ⁻¹ TS	24 g.kg ⁻¹ TS	23 g.kg ⁻¹ TS
8	FORSU	triturador + prensa de pistão (12mm)	Sim, proporção de bioresíduo e água de 3:1	24,5 %	37,4 %	84,1%ST	87,3 % ST	3,1% ST	11,7 %	Teste 37°C: 743 Nm ³ .t ⁻¹ SV	558 Nm ³ .t ⁻¹ SV	77 % ST	23 % ST	-	-	-	-
9	FORSU	Drum-screen + triturador + prensa de pistão	Sim, não mencionada a proporção	20%	36%	62%ST	62% ST	12%ST	27,1 %ST	Teste 37°C: 536 Nm ³ .t ⁻¹ SV	309 Nm ³ .t ⁻¹ SV	73,6 % ST	26,4 % ST	-	-	-	-
	Resíduos alimentares de supermercados e restaurantes	Triturado r + prensa de pistão + prensa de parafuso	Não	23%	43%	93%ST	72% ST	3%ST	19,1 %	Teste 37°C: 948 Nm ³ .t ⁻¹ SV	484 Nm ³ .t ⁻¹ SV	92,2 % ST	7,8 % ST	-	-	-	-

10	FORSD	Triturado r + Prensa (3mm)	Sim, proporç ão de água e bioresí duo 10:1	5%	32,2 %	-	-	-	-	416 NLCH ₄ .g ⁻¹ SV	269 NLCH ₄ .g ₋₁ SV	86 % e 49 % ST	14 %	1067 gDQO. kg ⁻¹ ST	-	177 mg _N .L ⁻¹	-
	Bioresíduos de restaurante	Triturado r + Prensa (3mm)	Sim, proporç ão de água e bioresí duo 10:1	6%	39,2 %	-	-	-	-	408 NLCH ₄ .g ⁻¹ SV	455 NLCH ₄ .g ₋₁ SV	91 % e 60 % ST	9% e 40 % ST	1056 gDQO. kg ⁻¹ ST	-	977 mg _N .L ⁻¹	-
	Bioresíduos de supermercado	Triturado r + Prensa (3mm)	Sim, proporç ão de água e bioresí duo 10:1	6%	42,8 %	-	-	-	-	423 NLCH ₄ .g ⁻¹ SV	409 NLCH ₄ .g ₋₁ SV	92 % e 61 % ST	8% e 39 % ST	1056 gDQO. kg ⁻¹ ST	-	1012 mg _N .L ⁻¹	-

1 : Hansen et al. (2007b) ; 2: Nayono et al. (2010) ; 3: Novarino e Zanetti (2012) ; 4: Bernstad et al. (2013); 5: Jank et al. (2015); 6: Micolucci et al. (2015); 7: Micolucci et al. (2016); 8: Lopes et al. (2019); 9: Alessi et al. (2020) ; 10 : Moretti et al. (2021)

3 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

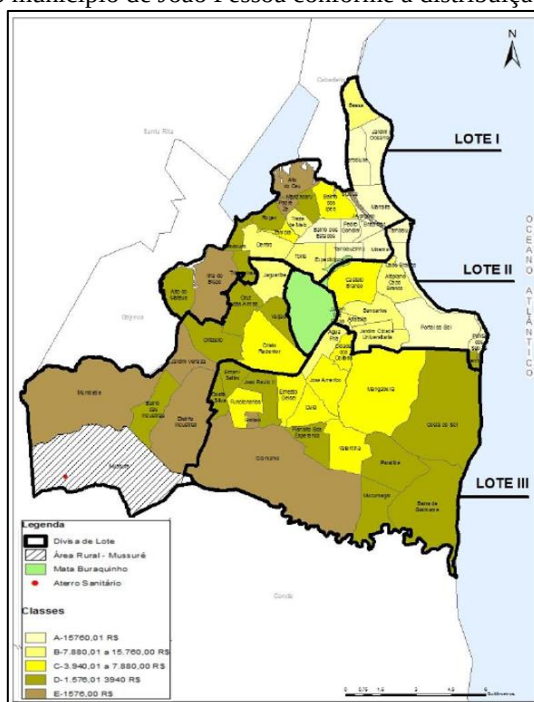
3.1 JOÃO PESSOA

O município de João Pessoa está localizado na região nordeste do Brasil, situado no estado da Paraíba, limitando-se ao norte com o município de Cabedelo, ao sul com o município do Conde, ao leste com o Oceano Atlântico; e a oeste com os municípios de Santa Rita e Bayeux (Figura 23).

A cidade de João Pessoa possui clima tropical úmido com temperaturas médias anuais, em 2020, variando entre 24,6°C e 32,1°C (INMET, 2021). Em relação a pluviometria, apresenta índices pluviométricos acima de 1.800 mm (GOVERNO DA PARAÍBA, 2016), cuja precipitação acumulada foi de mais de 1750mm, em 2021 (AESA,2021).

O município é a capital do estado da Paraíba e desempenha papel importante na economia do estado, possui PIB *per capita* anual de R\$ 25.768,09 e salário médio mensal dos trabalhadores formais, em 2019, de 2,7 salários mínimos (IBGE, 2021). Na Figura 13 pode-se visualizar a distribuição da renda por bairro do município de João Pessoa, percebe-se que as maiores rendas estão concentradas na região central e norte, representada pela coloração em tons de amarelo, sendo o amarelo claro o que apresenta maior renda, e os tons mais escuros os de menor renda (PIMENTEL, 2017).

Figura 13 – Mapa do município de João Pessoa conforme a distribuição de renda dos bairros



Fonte: Pimentel (2017)

Conforme o IBGE (2021), o município possui área territorial de 210,044 km² e uma população estimada de 825.796 habitantes, em 2021. Na Tabela 22 são apresentados alguns dados demográficos do município. Observa-se, ao contrário do número de pessoas por domicílio, um crescimento populacional, da quantidade de domicílios e da densidade populacional. Este último dado, sugere um crescimento vertical em João Pessoa. A densidade populacional varia ao longo do município, apresentando valores de 0,4 (Barra de Gramame) a 202 hab.ha⁻¹ (São José), com cerca de 38% dos bairros com densidade populacional superior a 70 hab/ha (IBGE, 2010).

Tabela 22 - Dados demográficos de João Pessoa

Ano	População (hab)	Densidade populacional (hab/km²)	Nº de domicílios	Nº médio de pessoas por domicílio
2000 ¹	597.934	2.827,44	152.535	3,90
2010 ²	723.515	3.421,27	213.606	3,37
2019 ³	809.015	3.851,64 ⁴	272.000	3,19

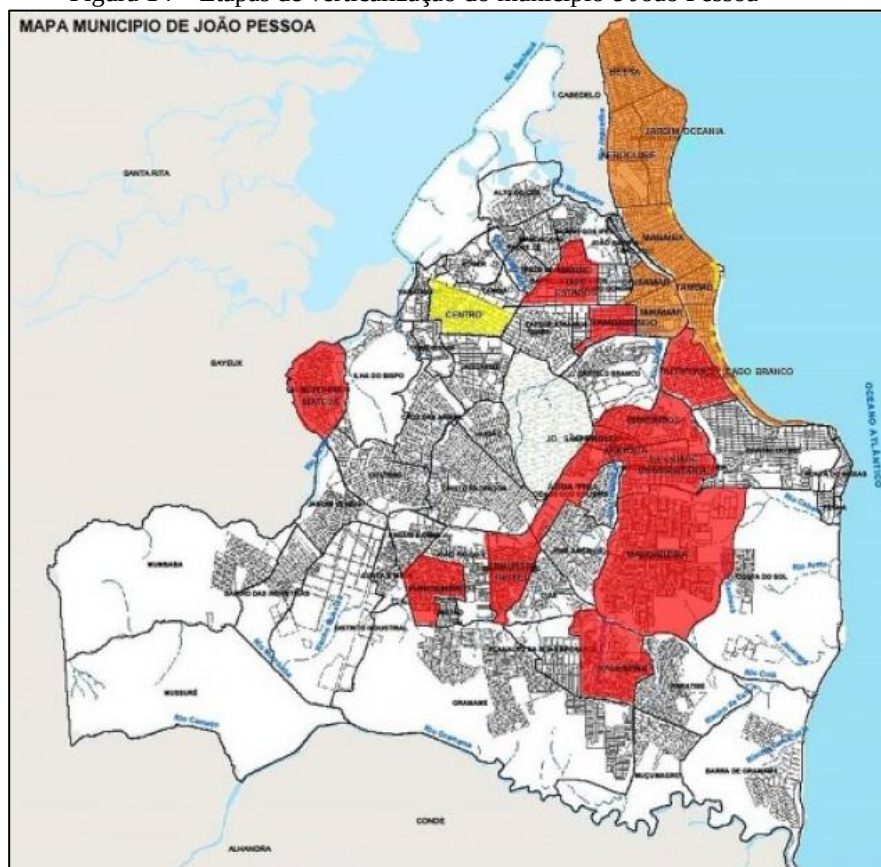
Fonte: ¹IBGE (2000); ²IBGE (2010); ³IBGE (2019); ⁴Calculado com base na população estimada e área territorial.

Segundo Andrade (2017) o processo de verticalização em João Pessoa pode ser dividido em três fases: a primeira, entre o final da década de 1950 e meados da década de 1970, por meio da introdução de edifícios altos na paisagem urbana, como parte das estratégias de modernização da cidade; a segunda fase, entre o final da década de 1970 e 2005, com a propagação e consolidação de habitações multifamiliares verticalizadas com mais de dez pavimentos, voltadas para as classes média e média alta, especialmente nos bairros da orla leste; e a terceira, a partir de 2005, período marcado aumento do tamanho dos prédios e dos terrenos ocupados pelos condomínios residenciais verticais, que começaram a incluir opções de lazer e esporte, assim como pela expansão da verticalização em novos bairros, incluindo áreas mais populares e periféricas da cidade. A Figura 14 ilustra essas etapas de verticalização no município de João Pessoa.

No tocante aos resíduos produzidos no município, o gerenciamento dos RSU de João Pessoa é realizado pela Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbana (EMLUR), responsável pela coleta dos diversos tipos de resíduos produzidos, tais como os RSD, resíduos comerciais e de limpeza pública, que representam os RSU. Outros resíduos, tais como os eletroeletrônicos podem ser dispostos em pontos de coleta; já resíduos volumosos, tais como sofás, armários, mesas, colchão ou guarda-roupa são coletados pela prefeitura, mediante solicitação prévia por meio do projeto CATATRECO. Esse projeto realiza ainda a

coleta de menores quantidade (até 3 m³) de resíduos da construção civil (RCC). A prefeitura realiza também a coleta de resíduo de serviço de saúde (RSS), das unidades municipais prestadoras de serviços de saúde humana e animal.

Figura 14 – Etapas de verticalização do município e João Pessoa

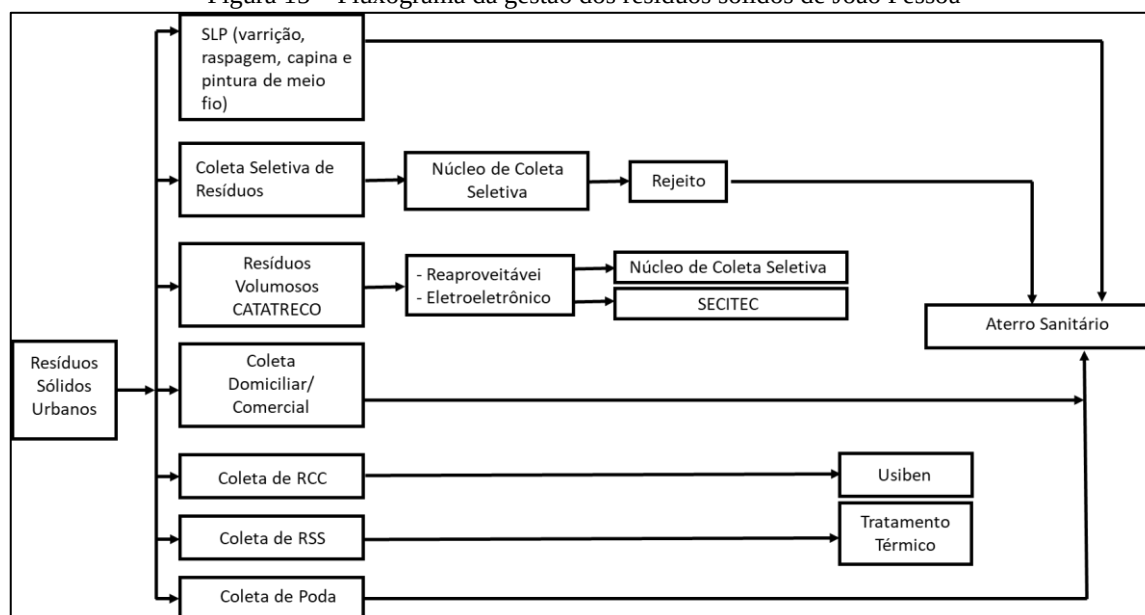


Legenda: amarelo - 1ª fase; marrom - 2ª fase; vermelho - 3ª fase (que também inclui bairros da 2ª fase)
Fonte: Andrade (2017)

Em relação aos RSU, são de responsabilidade da EMLUR a coleta diária dos RSD de até 100 litros por unidade autônoma e dos resíduos comerciais de até 200 litros por unidade autônoma (JOÃO PESSOA, 2016). No resíduo comercial, conforme a lei citada, estão incluídos aqueles gerados pelos estabelecimentos comerciais e de serviços, a exemplo de unidades educacionais, recreativas, hotéis, bancos, comércio, dentre outros.

A Figura 15 apresenta o fluxograma da gestão dos resíduos sólidos gerenciados pela EMLUR.

Figura 15 – Fluxograma da gestão dos resíduos sólidos de João Pessoa



Fonte: PMRS (2014)

Os demais resíduos, tais como resíduos de atividades industriais, agrossilvopastoris, mineração, serviços de saneamento básico e parte dos RSS são de responsabilidades dos próprios geradores. O Quadro 5 apresenta as origens e responsabilidades dos tipos de resíduos produzidos em João Pessoa.

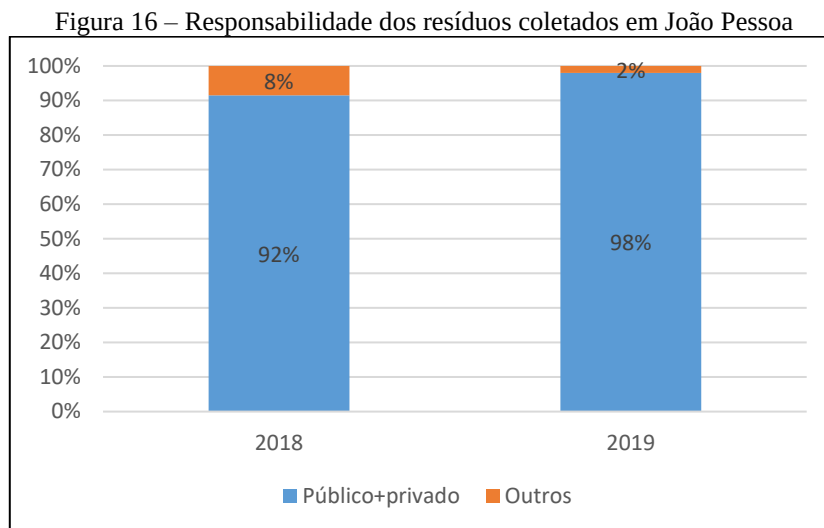
Quadro 5 - Origem e responsabilidade dos resíduos de João Pessoa

Resíduos Sólidos Urbanos	Origem	Responsável
Domiciliar	Residências	Prefeitura
Comercial	Lojas, Shoppings	Prefeitura
Limpeza Pública	Praças, praias, mercados, cemitérios, varrição	Prefeitura
RCC	Obras e demolições	Gerador
RSS	Clínicas, hospitais, laboratórios	Gerador
Resíduos sujeitos à Logística Reversa	Pneus, lâmpadas, Pilhas, baterias, eletroeletrônicos, embalagens de óleos, embalagens e medicamentos	Gerador
Portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários	Estações de transporte público	Gerador
Resíduos Industriais	Setor industrial	Gerador

Fonte: Pimentel (2017)

Dessa forma, grande parte dos resíduos produzidos no município é coletada pela prefeitura ou sob a sua responsabilidade, restando apenas um pequeno percentual de resíduos coletados por outros agentes (Figura 16). Segundo os dados do SNIS (2020a;2021) de 2 a 8% dos resíduos coletados e encaminhados ao aterro sanitário, nos últimos anos, foram coletados por outros agentes (informação CO142 do SNIS), tais como os grandes geradores

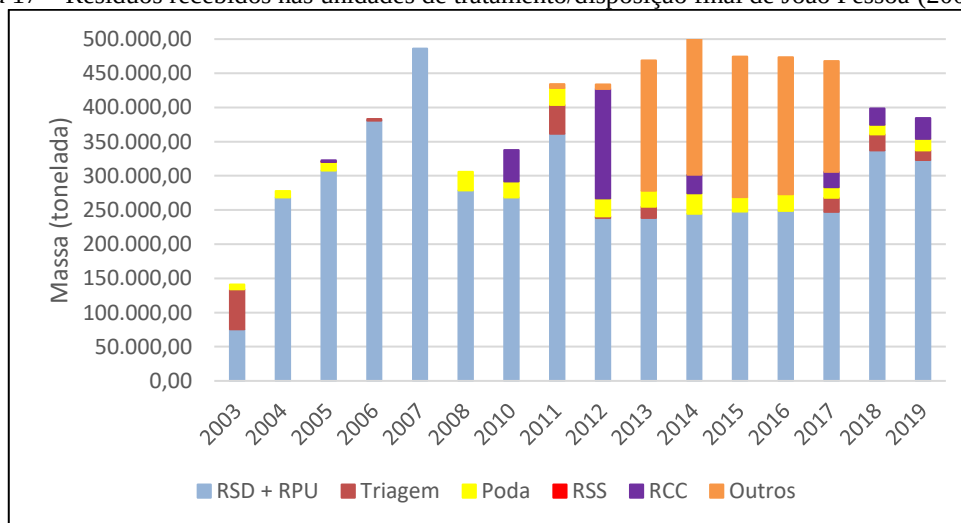
(SNIS, 2020b). O aterro sanitário de João Pessoa, cujas atividades foram iniciadas em agosto de 2003, possui vida útil de 25 anos, com 24 células projetadas nas dimensões de 150x150x20 metros (SILVA, 2014).



Fonte: SNIS (2020-2021a)

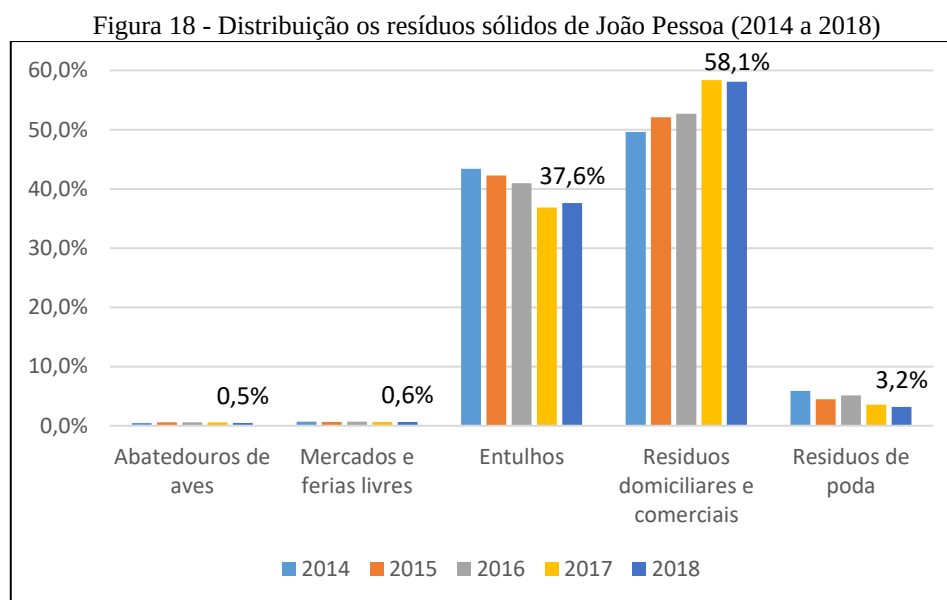
De acordo com o banco de dados do SNIS (2005-2020a), a maior parte dos resíduos recebidos no aterro sanitário do município é composto pelo RSU, representado pelo RSD e RPU, tal como pode ser visualizado na Figura 17. A fração denominada de outros (informação UP011 do SNIS) na figura mencionada, corresponde a quantidade anual de outros tipos de resíduos sólidos que não incluem os RSD, RPU, RSS, da RCC ou de podas recebidas na unidade de processamento (SNIS, 2021b).

Figura 17 – Resíduos recebidos nas unidades de tratamento/disposição final de João Pessoa (2003-2019)



Fonte: SNIS (2005-2020)

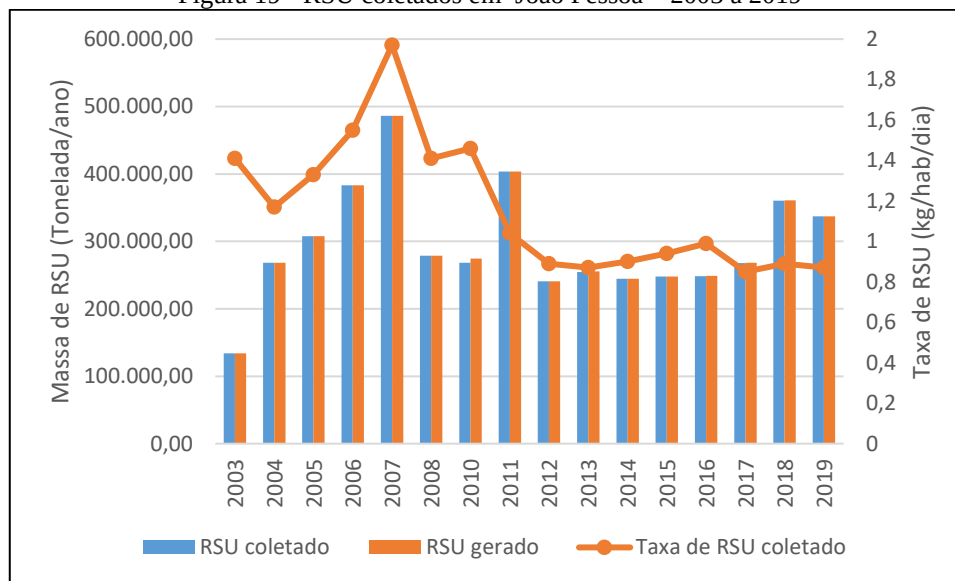
A predominância dos resíduos domiciliares e comerciais também são evidenciadas quando analisados os dados apresentados no Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) apresentado em 2019 (Figura 18). Levando em consideração a totalidade dos resíduos sólidos produzidos no município de João Pessoa, em 2018, incluindo os RCC, aproximadamente 58% foi originado em residências e comércio. Como pode ser observado na Figura 18, a prevalência desses resíduos se manteve nos anos de dados disponíveis. Na figura mencionada observa-se maior participação dos RCC, que pode estar relacionada à inclusão desse tipo de resíduo destinado a Usina de beneficiamento de Resíduos Sólidos da Construção Civil (USIBEN), cuja finalidade é receber e realizar o beneficiamento dos RCC.



Fonte: PMGIRS (2019)

Em João Pessoa, de acordo com os dados do SNIS (2005-2020), os quantitativos de RSU gerados e coletados variaram ao longo dos anos, com valores destoantes em 2006, 2007 e 2012. Entre os anos de 2003 e 2008 não há dados disponíveis sobre a taxa de coleta, logo a quantidade coletada foi considerada a gerada. De modo geral, observa-se um aumento da geração dos RSU nos últimos anos, no qual a taxa de RSU, com base na população urbana, foi de aproximadamente $0,87 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, em 2019.

Figura 19 - RSU coletados em João Pessoa – 2003 a 2019



Fonte: SNIS (2005-2020a)

Ao analisar apenas a geração dos RSD e por tipo de habitação, observa-se que a participação desse resíduo gerado em apartamentos vêm aumentando nos últimos anos, passando de 22% a 26%, entre os anos de 2016 e 2019 (Tabela 23). O valor do RSD gerado foi estimado com base na taxa de geração diferenciada, em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, apresentada por Athayde Júnior et al. (2014) para residências unifamiliares e prédios de apartamentos em João Pessoa. Percebe-se ainda, ao comparar tais dados com a geração dos RSU para o município, uma elevada participação dos RSD variando entre 57 a 81% nos últimos anos de dados disponíveis.

Tabela 23 – Geração de RSD por tipo de domicílio e participação do RSD no RSU - João Pessoa - PB

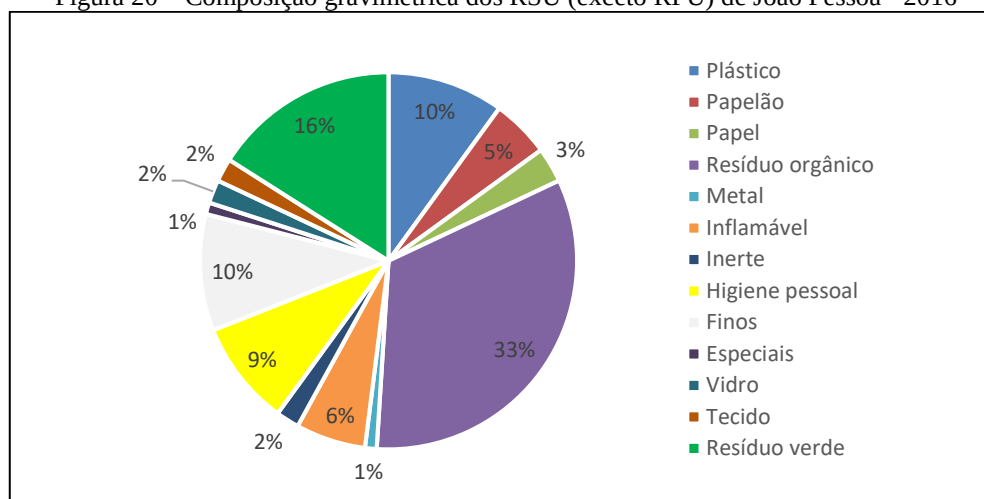
Ano	Nº domicílios ¹			Nº pes./dom. ¹	RSD (t.ano^{-1})			RSD (%)		RSU (t.ano^{-1}) ²	RSD / RSU
	Cs	Ap	Total		Cs	Ap	Total	Cs	Ap		
2016	176.000	76.000	252.000	3,1	157.324	45.577	202.901	78%	22%	249.044	81%
2017	180.000	77.000	257.000	3,1	160.899	46.177	207.076	78%	22%	268.193	77%
2018	173.000	88.000	261.000	3,1	154.642	52.773	207.415	75%	25%	360.858	57%
2019	180.000	92.000	272.000	3,0	155.709	53.392	209.101	74%	26%	337.196	62%

Cs – casa; Ap – apartamento; pes./dom. – pessoas/domicílio

Fonte: ¹PNAD Anual (IBGE, 2016-2019); ² SNIS (2018-2020a)

Dentre os RSU gerados no município, com exceção do RPU, cerca de 49% e 21% dos resíduos que são destinados ao aterro sanitário de João Pessoa são orgânicos e recicláveis, respectivamente, ou seja, 70% do resíduo encaminhado poderia ser aproveitado (Figura 20). Apesar da proibição de encaminhar esses resíduos para aterros sanitários, percebe-se que grande quantidade dos resíduos ainda tem essa destinação.

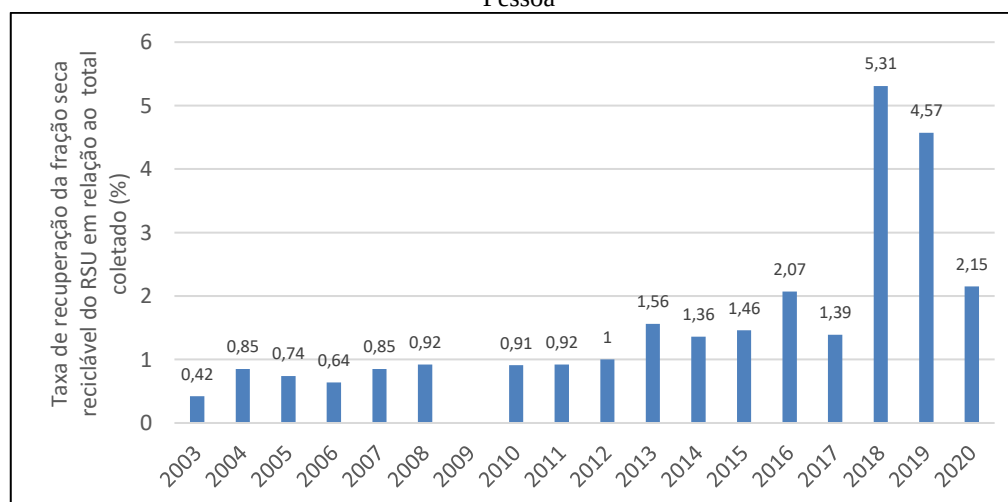
Figura 20 – Composição gravimétrica dos RSU (exceto RPU) de João Pessoa - 2016



Fonte: Pimentel (2017)

Segundo Pimentel et al. (2019), no município de João Pessoa a coleta convencional compreende 96% dos resíduos gerados no município, já a coleta seletiva, no entanto, abrange 20,56% da área de João Pessoa e 20,12% da população, que separam apenas 1,32% do total de RSU dispostos no aterro sanitário do município. Os dados do SNIS (2020) apresentam um percentual de recuperação de RSU para o ano mencionado, para o município. Observa-se que o índice de recuperação da fração seca reciclável do RSU no município de João Pessoa entre os anos de 2003 e 2020 (Figura 21) tem-se elevado nos últimos anos, com uma diminuição entre os anos de 2018 e 2020. Apesar dos avanços, fica evidente que ainda há um baixo aproveitamento da fração seca dos RSU reciclados, sendo necessário maior atenção e investimentos nessa área.

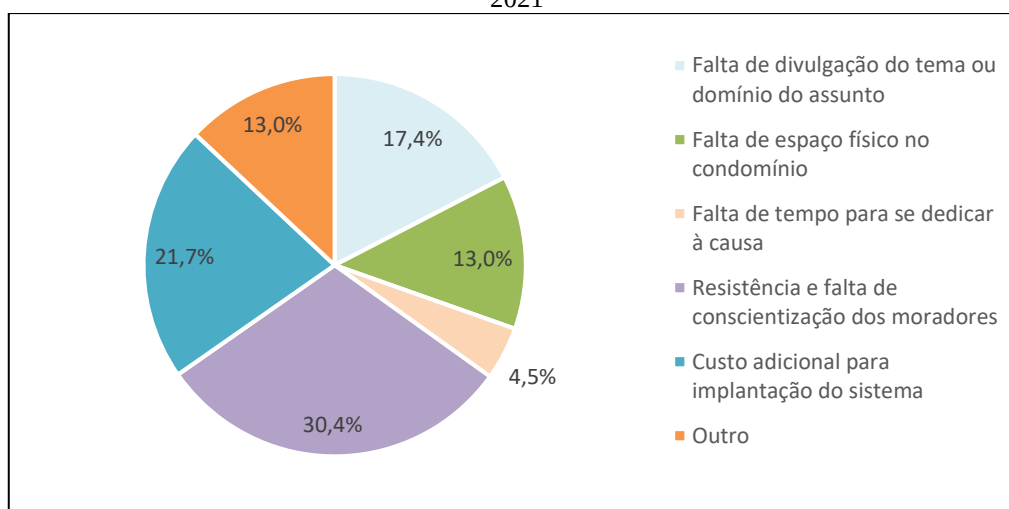
Figura 21 – Taxa de recuperação da fração seca reciclável de RSU em relação ao total gerado, em João Pessoa



Fonte: SNIS (2005-2020)

Uma pesquisa realizada pela SustentaMundoBR (2021) com 35 síndicos de condomínios na grande João Pessoa, constatou que 57,1% desses condomínios não realizam a coleta seletiva dos resíduos. Conforme a fonte mencionada, os síndicos estão conscientes da necessidade de implantar um programa de coleta seletiva, contudo, a falta de conscientização dos moradores, os custos para implantação, bem como a falta de divulgação ou domínio do tema foram os principais entraves que, segundo os síndicos, impediram a implantação de coleta seletiva em alguns condomínios.

Figura 22 – Motivos para a não implantação da coleta seletiva em alguns condomínios de João Pessoa em 2021



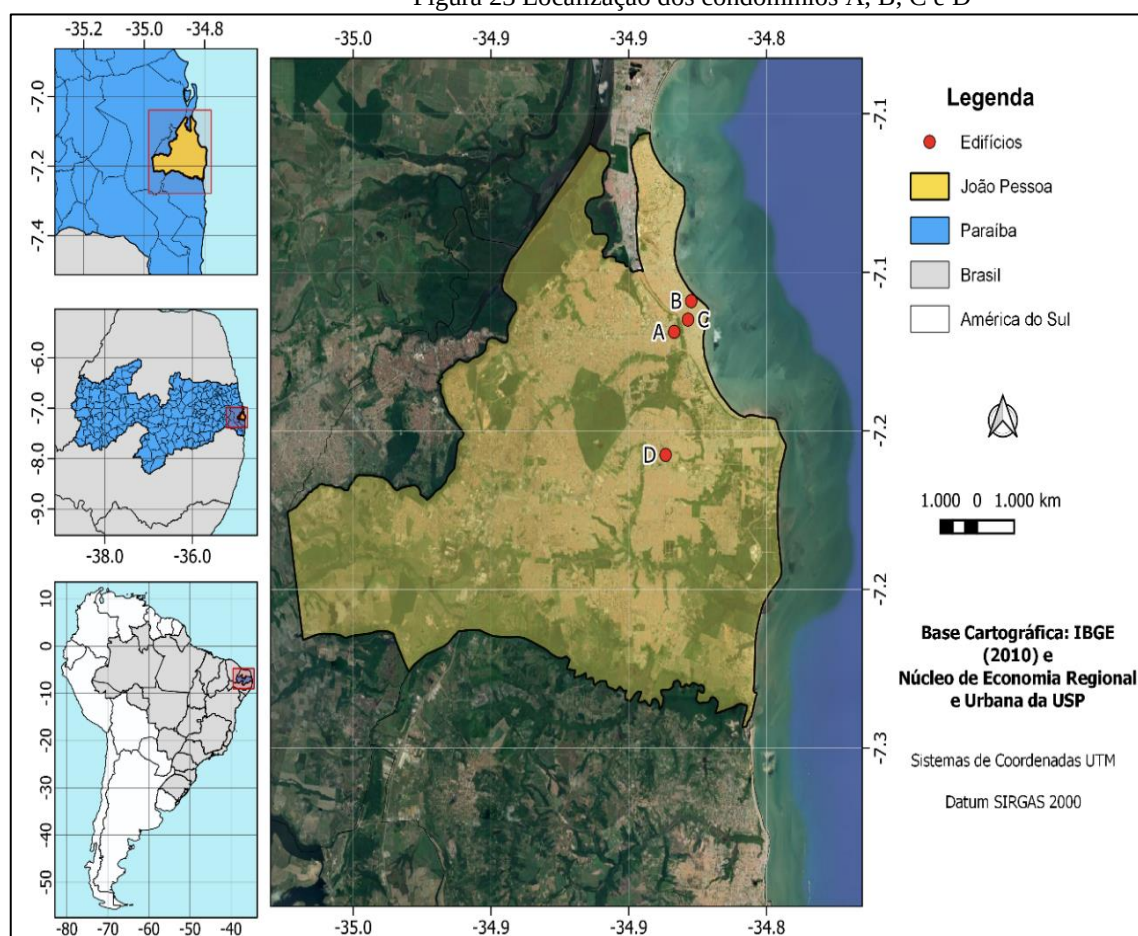
Fonte: SustentaMundoBR (2021)

3.1.1 Condomínios residenciais da cidade de João Pessoa

A fim de mensurar as estratégias analisadas na presente pesquisa, estas foram implementadas em quatro condomínios verticais localizados na cidade de João Pessoa, estado da Paraíba, Brasil, denominados de A, B, C e D.

Os condomínios A, B, C e D, estão situados nos bairros Miramar, Manaíra, Tambaú e Jardim cidade universitária, respectivamente. Todos os bairros possuem características predominantemente residenciais, tendo o bairro de Manaíra também diversas atividades econômicas formais (FILIPEIA, 2021). Conforme a fonte citada, os bairros de Manaíra e Tambaú apresentam evidente processo de verticalização, enquanto que Miramar e Jardim Cidade Universitária ainda são predominantemente horizontais, contudo, com claras tendências de verticalização. Os condomínios foram selecionados por estarem em bairros com densidade populacional mais elevada e evidente processo de verticalização.

Figura 23 Localização dos condomínios A, B, C e D



Fonte: Autora (2022)

Na Tabela 24 são apresentadas algumas características dos bairros onde estão localizados os condomínios da amostra. Manaíra e Tambaú possuem maiores densidades populacionais e maiores rendimentos domiciliares médios.

Tabela 24 – Características dos bairros onde estão localizados os condomínios da amostra

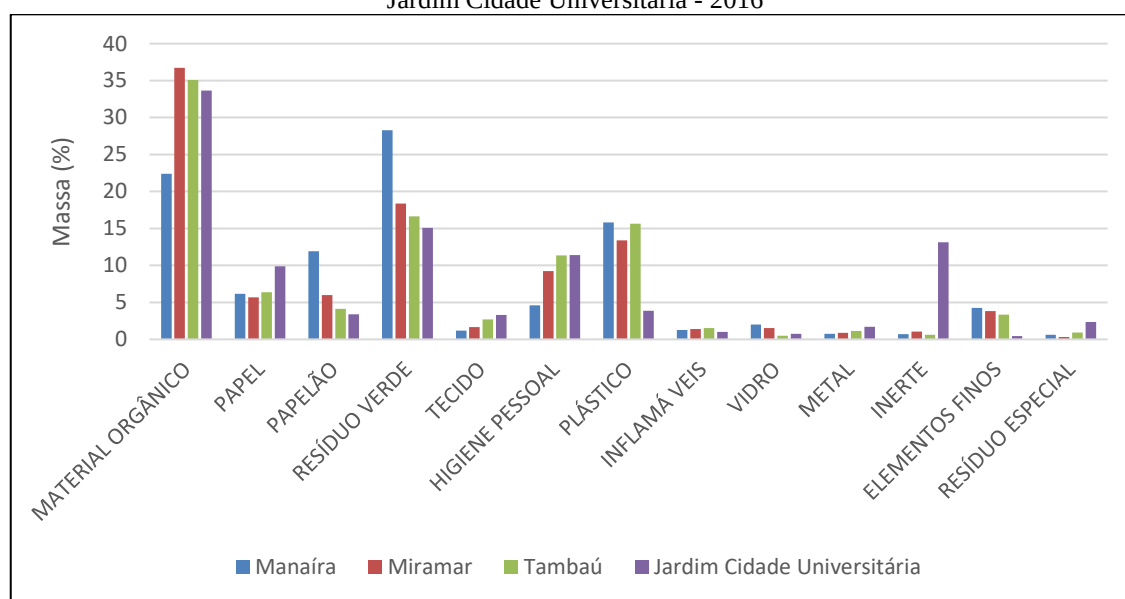
Características	Condomínio A	Condomínio B	Condomínio C	Condomínio D
Bairro	Miramar	Manaíra	Tambaú	Jardim cidade Universitária
População do bairro (habitantes) ¹	9.500	26.369	10.163	21.425
Área do bairro (ha) ²	133,41	229,97	84,63	242,45
Densidade populacional do bairro (hab.ha ⁻¹)	71,20	114,78	120,09	88,36
Domicílios do bairro ¹	2.807	8.567	3.467	6.979
Nº médio de pessoas por domicílio ¹	3,38	3,07	2,93	3,05
Rendimento domiciliar médio do bairro ¹	6.595,55	7.620,48	7.865,29	3.378,92
Classificação do bairro conforme a renda ³	B	B	B	C

Fonte: ¹IBGE (2010); ²Filipeia (2021); ³Com base no salário mínimo de 2010

Para as classes de rendimento mensal domiciliar foi adotada a classificação presente na PNAD, na qual os domicílios são divididos, nas seguintes classes: A, superior a 20 salários mínimos; B, de 10 a 20 salários mínimos; C, de 5 a 10 salários mínimos; D, de 3 a 5 salários mínimos; E, de 2 a 3 salários mínimos; F, de 1 a 2 salários mínimos; e G, até 1 salário mínimo (IBGE, 2015).

Em relação aos resíduos gerados nos bairros (Figura 24), todos apresentaram composição semelhantes, com percentuais mais destoantes no bairro de Manaíra, que possui menor quantidade de orgânicos e maior de resíduos secos potencialmente recicláveis.

Figura 24 – Composição gravimétrica dos RSU (exceto RPU) dos bairros de Manaíra, Miramar, Tambaú e Jardim Cidade Universitária - 2016



Fonte: Pimentel (2017)

Algumas características dos condomínios mencionados estão listadas na Tabela 25. São apresentados os dados para os períodos I, II e III, que correspondem a diferentes épocas nos quais a geração dos resíduos foi monitorada.

Tabela 25- Características dos condomínios analisados

Condomínio	Nº de apartamentos	População média (hab)			Nº de apartamentos desocupados	
		Período I (2005-2006)	Período II (2018-2019)	Período III (2019-2021)	Período II (2018-2019)	Período III (2019-2021)
A	96	322	278	255	7	9
B	13	37	35	31	2	2
C	28	90	74	68	5	5
D	5	-	10	7	0	0

Fonte: Autora (2022)

Os condomínios A, B e C possuem padrões semelhantes e histórico da taxa de geração de RSD (ATHAYDE JÚNIOR et al., 2007), bem como da composição gravimétrica (SEIXAS et al., 2006). Tais dados, utilizados para os condomínios mencionados no Período I da presente pesquisa, foram cedidos pelos autores para compor a base de dados do estudo. Os dados do condomínio D, utilizados no Período II e III para este condomínio, foram cedidos por Guedes (2020). Os valores de taxa de geração são apresentados na Tabela 26.

Tabela 26 – Taxa de geração dos RSD dos condomínios A, B, C e D

Condomínios	A¹	B¹	C¹	D²
Taxa de geração (kg/hab.dia)	0,508	0,528	0,541	0,490

Fonte: Athayde Júnior et al. (2007)¹ e Guedes (2020)²

A Tabela 27 apresenta a composição gravimétrica dos RSD dos condomínios A, B e C realizada por Seixas et al. (2006), bem como do condomínio D, presente em Guedes (2020).

Tabela 27 - Composição gravimétrica dos RSD dos condomínios

Componentes	A (%)¹	B (%)¹	C (%)¹	D (%)²
Matéria orgânica	60,92	72,53	64,64	58,42
Plástico filme	6,89	6,81	6,43	3,83
Papel	6,02	5,00	1,78	8,98
Vidro	2,89	1,13	4,71	2,05
Plástico rígido (exceto PET)	2,75	2,86	1,46	3,50 ³
Papelão	2,26	2,88	2,27	5,81
Metais ferrosos	1,34	0,84	2,10	1,09
Trapo	0,85	0,52	4,83	-
Embalagem longa-vida	0,85	0,99	1,64	1,16
PET	0,81	1,15	0,50	-
Alumínio	0,64	0,39	0,20	0,17
Madeira	0,00	0,00	0,21	-
Outros	13,79	4,89	9,22	14,99
Itens recicláveis	21,55	20,93	16,39	26,59
Itens recicláveis e matéria orgânica	82,47	93,46	81,04	85,01

³Neste valor está incluso o PET

Fonte: adaptado de ¹Seixas et al. (2006) e ²Guedes (2020)

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa teve como alvo o estudo de diferentes aspectos relacionados aos RSD e pode ser dividida em quatro etapas (Figura 25).

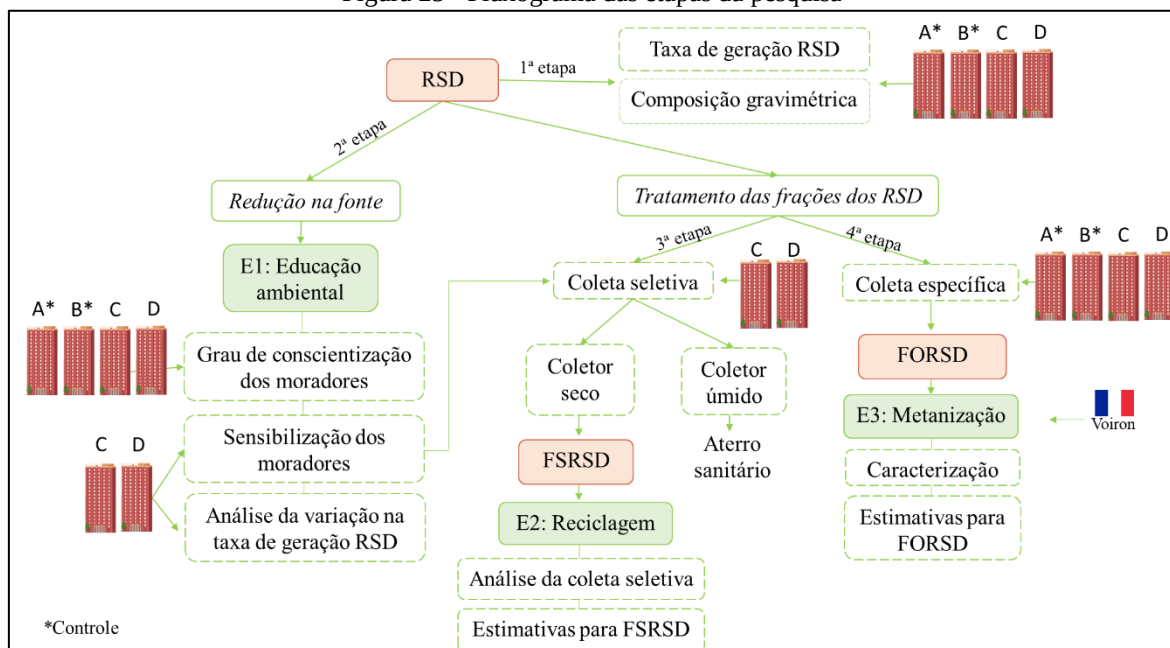
Primeiramente, foram determinadas as características do resíduo estudado em termos de geração (taxa de geração dos RSD) e composição gravimétrica, em todos os condomínios da amostra. Em seguida, procedeu-se à análise das estratégias de redução adotadas na pesquisa, etapas 2, 3 e 4, que compreendem as que visam diminuir a geração dos RSD na fonte (E1), bem como aquelas destinadas a reduzir a quantidade de resíduos/rejeitos inevitavelmente produzidos, enviada ao aterro sanitário, a saber: reciclagem da fração seca potencialmente reciclável dos RSD (FSRSD) (E2) e metanização da FORSD (E3).

A segunda etapa consistiu na análise da redução dos resíduos na fonte. Inicialmente foram analisados a percepção dos moradores dos condomínios A, B, C e D sobre a temática dos resíduos sólidos. Em seguida, foi realizada a sensibilização em dois deles, C e D, cujos resíduos foram utilizados como parâmetros para a observação da geração dos resíduos. Por meio destes foi observado se houve alteração da taxa de geração dos resíduos antes e após a implantação da sensibilização/coleta seletiva. Os outros dois condomínios, A e B, foram utilizados como controles da pesquisa, ou seja, não foram adotadas as medidas de minimização propostas, contudo, foram mantidas as pesagens do RSD, a fim de observar possíveis influências externas na variação da taxa, não relacionadas com as estratégias de minimização e não mensuradas no estudo.

Na terceira etapa, foi analisado o tratamento da FSRSD (E2). Para isso foi implantada a coleta seletiva nos condomínios C e D, que aceitaram a implantação de tal medida. Nessa etapa foi analisado o desempenho da coleta seletiva e realizada estimativas sobre a FSRSD.

Na última etapa analisou-se o tratamento da FORSD (E3). Inicialmente, foi realizado um estudo prévio, com os resíduos provenientes de Voiron, França, para a determinação de condições ótimas para o tratamento da FORSD por meio da DA. Também foi analisado as características da FORSD de todos os condomínios da amostra. Para isso, foi realizado a coleta e caracterização dessa fração e em seguida, realizadas as estimativas.

Figura 25 - Fluxograma das etapas da pesquisa



Fonte: Autora (2022)

4.1 RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES (RSD)

4.1.1 Taxa de geração do RSD

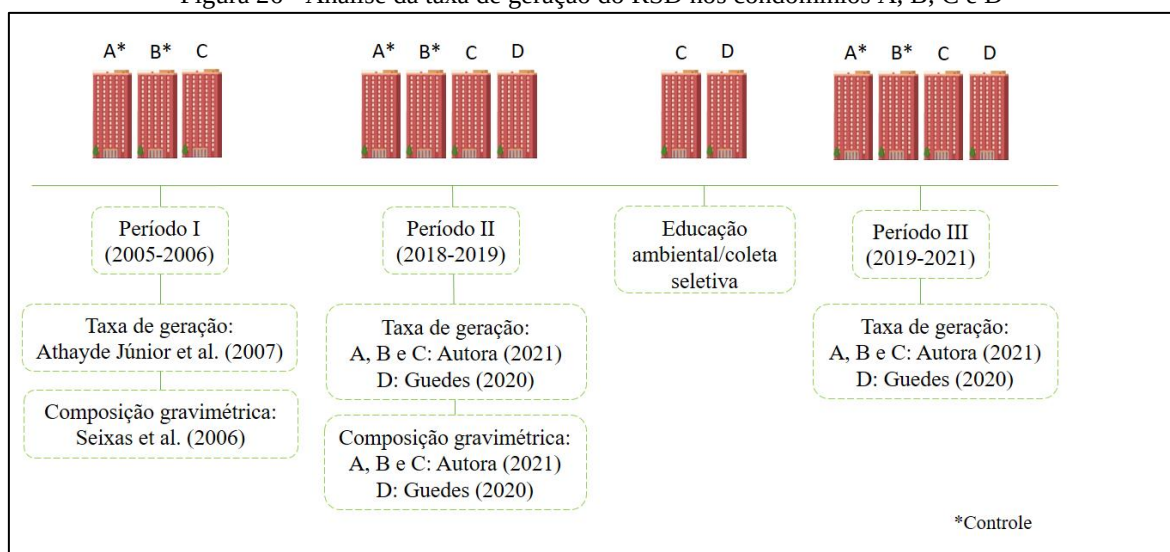
A taxa de geração dos RSD, em $\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, foi calculada diariamente, de modo a quantificar a geração em diferentes dias da semana, para todos os condomínios (A, B, C e D) da amostra e obtida através da razão entre massa de RSD e a população no período estudado (Equação 01). Na qual, a massa de RSD é expressa em kg e o número de moradores em habitantes.

$$Tx = \frac{\text{massa de RSD}}{\text{n}^{\circ} \text{ de moradores}} \quad (\text{Eq.01})$$

Os valores da taxa de geração do RSD dos condomínios foram comparados em três períodos distintos: histórico de geração (período I) e antes (período II) e após (período III) a implantação da educação ambiental/coleta seletiva (Figura 26). As taxas dos condomínios A, B e C foram analisadas no período I e II. Já as taxas dos condomínios C e D foram analisadas nos períodos II e III. A comparação entre os períodos I (2005-2006) e II (2018-2019) teve por objetivo analisar se houve alteração na taxa de RSD devido a variação temporal, considerando que nesse intervalo houve a implantação da PNRS (2010). Já a

comparação entre os períodos II e III, foi realizada com a finalidade de verificar possíveis alterações na taxa do RSD após a implantação educação ambiental/coleta seletiva.

Figura 26 - Análise da taxa de geração do RSD nos condomínios A, B, C e D



Fonte: Autora (2022)

Os dados referentes ao período I (84 dias ininterruptos de pesagens) foram levantados por Athayde Júnior et al. (2007) e cedidos para elaboração da presente pesquisa. Os dados para o segundo período foram obtidos por meio da pesagem diária dos resíduos, para os condomínios A, B e C e cedido por Guedes (2020) para o condomínio D. Os dados para o terceiro período foi obtido também por pesagem, após a implantação da coleta seletiva. Foi utilizado balança digital com capacidade máxima de 150 kg e precisão de 0,1kg nas pesagens, a qual apresenta os resultados em kg, dessa forma os resultados obtidos foram denominados na presente pesquisa de massa.

A Tabela 28 apresenta informações das pesagens dos períodos II e III. Não foram levantados tais dados para o período I, visto que foram disponibilizados por Athayde Júnior et al. (2007) apenas os valores da taxa de geração do RSD. O tempo de monitoramento do RSD do condomínio D foi superior aos demais condomínios, uma vez que Guedes (2020), quem forneceu os dados brutos para o condomínio mencionado, necessitou realizar a pesagem dos resíduos por um período superior para o atendimento dos objetivos da sua pesquisa. A menor quantidade de monitoramento da taxa no período III para o condomínio A, ocorreu devido a dificuldades operacionais, ocasionadas pela paralização do elevador, utilizada para transportar os resíduos dos andares até o local de disposição final. Dessa

forma, os resíduos não eram destinados de forma conjunta no horário estipulado para coleta, não podendo garantir que o resíduo presente correspondia ao total gerado no dia.

Tabela 28 - Pesagem RSD – período II e III

Condomínio	Período II			Período III		
	Período da pesagem	Nº de dias	Massa total (kg)	Período da pesagem	Nº de dias	Massa total (kg)
A	01/05/2019 a 26/07/2019	60	3.601,9	19/07/2021 a 21/08/2021	15	1977,0
B	03/06/2019 a 03/08/2019	60	1.138,05	03/05/2021 a 21/08/2021	54	909,5
C	03/06/2019 a 03/08/2019	60	2.073,7	03/05/2021 a 21/08/2021	57	1684,70
D	09/07/2018 a 11/03/2019	246	1187,9	12/03/2019 a 27/09/2019	210	572,25

Fonte: Autora (2022)

Para comparação da taxa de geração média entre os períodos, em cada condomínio, foi utilizada análise de variância segundo o método gráfico GT-2, com nível de significância de 5%. Este método é utilizado para comparações simultânea entre múltiplos pares de médias provenientes de amostras de tamanhos desiguais, no qual a sobreposição ou não dos intervalos das amostras analisadas, indicam se as médias são estatisticamente diferentes ou não. Caso o intervalo de uma amostra não se sobreponha com os das outras amostras, as médias das amostras são significativamente diferentes entre si, e caso se sobreponha, as médias não são consideradas estatisticamente diferentes entre si (SOKAL; ROHLF, 1981).

4.1.2 Composição gravimétrica

Visando determinar os quantitativos de material reciclável, orgânico e rejeito dos RSD foi realizada a composição gravimétrica dos mesmos, separando os resíduos em diferentes classes, a fim de determinar o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra. Os resíduos foram subdivididos nas classes utilizadas por Seixas et al. (2006), a saber: matéria orgânica, plástico filme, papel, vidro, plástico rígido (exceto PET), papelão, metais ferrosos, trapo, embalagem longa-vida, PET, alumínio, madeira e outros. Tal decisão permite a comparação direta dos resultados que foram obtidos com aqueles dos autores mencionados, uma vez que estes apresentaram a caracterização dos resíduos gerados nos mesmos condomínios utilizados nesta pesquisa.

Os resíduos utilizados na caracterização foram coletados aleatoriamente, abrangendo todos os andares dos condomínios. A caracterização foi realizada três vezes, em dias

distintos, para os condomínios A, B e C, a fim de obter uma média de cada um deles e 8 vezes para o condomínio D. Foi utilizada balança com capacidade de 10 kg e precisão de 10g. Na Tabela 29 é possível visualizar as informações dessa etapa.

Tabela 29 - Informações sobre a composição dos RSD dos condomínios A, B, C e D

Material	A	B	C	D
Total caracterizado (kg)	124,28	13,26	24,86	30,28
Percentual caracterizado (%)	26,1	46,3	28,1	100

Fonte: Autora (2022)

4.2 REDUÇÃO NA FONTE

4.2.1 *Percepção dos moradores sobre a temática dos resíduos sólidos*

A fim de conhecer a percepção dos moradores em relação à problemática dos resíduos sólidos e sua disposição para implantar medidas de minimização dos mesmos foi distribuído um questionário a todas as unidades domiciliares do condomínio A, B, C e D (Apêndice A). O questionário mencionado foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa - CEP do Centro de Ciências da Saúde da Universidade Federal da Paraíba (20342019.9.0000.5188).

4.2.2 *Sensibilização dos moradores*

Para essa etapa foram consultadas na literatura sobre resíduos sólidos medidas que auxiliam na redução dos RSD na fonte e foi elaborada uma lista com as estratégias de minimização. Tais estratégias foram disseminadas por meio de uma palestra de sensibilização nos condomínios C e D e por campanhas educativas em C. Estas consistiam em divulgação quinzenal durante seis meses sobre medidas de minimização, assim como sobre o desempenho da coleta seletiva. Essa última apesar de não orientar sobre a redução dos resíduos, coloca em destaque a temática dos resíduos sólidos. Dos dois condomínios que implantaram a coleta seletiva, optou-se por realizar uma sensibilização quinzenal apenas no condomínio C, para analisar uma possível interferência da constância da educação ambiental na participação da população, ao comparar com os resultados do condomínio D.

Na palestra mencionada os moradores também foram instruídos quanto aos tipos de resíduos a serem descartados em cada coletor.

Foi analisado ainda, por meio da aplicação de questionários, quais as medidas de redução que foram mais adotadas pelos moradores após a sensibilização, assim como as dificuldades mais recorrentes (Apêndice B).

4.3 FSRSD

A destinação da FSRSD do condomínio, separados através da coleta seletiva, foi a doação para associações de trabalhadores de materiais recicláveis, por meio do estabelecimento de acordo para coleta do material separado. Após a separação, proveniente da coleta seletiva, os resíduos foram comercializados pelas associações e encaminhados para a reciclagem. A Tabela 30 apresenta os quantitativos dos resíduos coletados e comercializados pelas associações, bem como o rejeito, entre 2005 e 2015, para onde os resíduos do condomínio C (Associação I) e D (Associação II) foram encaminhados. O valor do resíduo coletado foi estimado por Pimentel (2017), uma vez que a associação não realiza a pesagem desses resíduos.

Tabela 30 – Resíduos coletados e comercializados pelas associações de materiais recicláveis e rejeito (2005-2015)

Ano	Associação I			Associação II		
	Resíduo comercializado (t)	Resíduo coletado (t)	Rejeito (t)	Resíduo comercializado (t)	Resíduo coletado (t)	Rejeito (t)
2005	256,58	280,23	23,65	-	-	-
2006	349,88	376,66	26,78	-	-	-
2007	344,21	376,16	31,95	184,49	202,97	18,49
2008	269,24	292,08	22,84	340,01	376,44	36,43
2009	256,58	182,10	74,48	357,60	389,51	31,91
2010	384,93	417,76	32,83	331,73	361,32	29,60
2011	262,93	285,21	22,28	231,65	249,53	17,88
2012	328,04	356,68	28,64	151,33	163,31	11,98
2013	396,14	426,81	30,67	204,55	219,96	15,41
2014	467,21	505,26	38,05	292,77	317,53	24,76
2015	285,85	314,21	28,36	235,96	257,60	21,64
Média anual (t/ano)	327,42	346,65	27,37	258,90	282,02	23,12
Média mensal (t/mês)	27,28	28,89	2,28	21,57	23,50	1,93

Fonte: Pimentel (2017)

4.3.1 Coleta seletiva

A fim de possibilitar a separação dos materiais potencialmente recicláveis foi implantada a coleta seletiva nos condomínios C e D do universo amostral. Os condôminos foram orientados a descartarem separadamente no:

- Coletor seco: a fração seca (tais como papel, papelão, plástico, vidro e alumínio) e;
- Coletor úmido: a fração úmida, composta pelos demais resíduos, tais como a matéria orgânica facilmente biodegradável (resto de alimentos) e resíduos higiênicos.

Para obter um melhor aproveitamento da FORSD é recomendado a coleta seletiva desse material, no entanto, por questões de ordem financeira e de logística, os condomínios nos quais foi implantado a coleta seletiva optaram pela coleta com apenas dois coletores e não três (rejeito, fração seca e fração orgânica).

A taxa de separação da coleta seletiva (Txs_{cs}), $kg.hab^{-1}.dia^{-1}$, ou seja, a quantidade de resíduo seco destinado no coletor seco por habitante, foi calculada pela Equação 02. Na formula, foi utilizada a *massa total do coletor i* em kg, o número de moradores em habitantes e *i* representa o coletor seco ou úmido.

$$Tx_{s_{cs}} = \frac{\text{Massa total do coletor } i}{n^{\circ} \text{ moradores} * n^{\circ} \text{ dias}} \quad (\text{Eq. 02})$$

Já a Txs_{cs} , em %, que representa a quantidade de resíduo destinado em cada coletor, foi calculada por meio da Equação 03. Na qual, foi pesado a *massa de RSD separada no coletor* e a *massa de RSD gerada*, em kg, e *i* corresponde ao coletor seco ou úmido.

$$Tx_{s_{cs}} = \frac{\text{massa de RSD separada no coletor } i}{\text{massa de RSD gerada}} \times 100 \quad (\text{Eq. 03})$$

O percentual de material separado adequadamente em cada coletor, denominado de *eficiência da coleta seletiva* (E_{cs}), em %, foi calculado por meio da Equação 04, para o condomínio C, com os dados das pesagens de 8 dias dentre os 57 mencionados. Apenas este condomínio aceitou a realização dessa etapa. A *massa de RSD separada adequadamente no coletor* e a *massa de RSD separada no coletor* foram obtidas em kg, e *i* corresponde ao coletor seco ou úmido.

$$Ef_{cs} (\%) = \frac{\text{massa de RSD separada adequadamente no coletor } i}{\text{massa de RSD separada no coletor } i} \times 100 \quad (\text{Eq. 04})$$

Foi analisado também o *Índice de Recuperação da coleta seletiva* (IR_{cs}), em %, que corresponde a massa efetivamente separada em relação ao total gerado, representada pela quantidade de material que deixou de ser enviada ao aterro sanitário e que foi destinada para

a associação de materiais recicláveis (Equação 05). O valor foi calculado pela multiplicação das Tx_{cs} (Equação 03) e Ef_{cs} (Equação 04).

$$IR_{cs} = \frac{\text{massa de RSD gerada} * Tx_{cs} * Ef_{cs}}{\text{massa de RSD gerada}} = Tx_{cs} * Ef_{cs} \quad (\text{Eq. 05})$$

Segundo a FUNASA (2010) o Índice de recuperação de materiais recicláveis, que equivale ao IR_{cs} apresentado, é considerado alto, quando superior a 11%, médio entre os valores de 5,1% e 10% e baixo, se inferior a 5%.

Outro índice analisado é o *Índice de Recuperação potencial da coleta seletiva* (IRp_{cs}), em %, que corresponde a *massa da FSRSD potencialmente separada*, em kg, determinada nas pesagens da coleta seletiva, calculado pela soma do resíduo seco destinado corretamente no coletor seco e o resíduo seco presente inadequadamente no coletor úmido, em relação a *massa de RSD gerada*, em kg. O IRp_{cs} é calculado pela Equação 06.

$$IRp_{cs} = \frac{\text{massa da FSRSD potencialmente separada}}{\text{massa de RSD gerada}} * 100 \quad (\text{Eq. 06})$$

Foi analisado também o *Índice de Participação da coleta seletiva* (IP_{cs}), em %, calculado pela Equação 07, com o objetivo determinar a quantidade da FSRSD efetivamente enviada para a coleta seletiva, em relação à FSRSD potencialmente recicláveis. Tanto a *massa da FSRSD efetivamente separada* quanto a *massa da FSRSD potencialmente separada* foram obtidas em kg.

$$IP_{cs} = \frac{\text{massa da FSRSD efetivamente separada}}{\text{massa da FSRSD potencialmente separada}} * 100 \quad (\text{Eq. 07})$$

As imagens dos coletores da coleta seletiva, de informativos e da etapa de pesagens dos resíduos coletados separadamente são apresentadas no Apêndice C.

Outro aspecto analisado consistiu na identificação das principais dificuldades enfrentadas pelos moradores na implantação da coleta seletiva por meio do questionário apresentado no Apêndice B.

4.4 FORSD

Considerando a predominância da matéria orgânica na composição do RSD, foi realizado uma análise mais detalhada acerca dessa fração. Inicialmente, realizou-se um estudo prévio para o pré-tratamento da FORSD, visando seu tratamento por meio da DA. Em seguida, procedeu-se a caracterização da FORSD dos condomínios da amostra.

4.4.1 Estudo prévio sobre o pré-tratamento da FORSD destinada a DA

Esse estudo foi desenvolvido durante o período sanduíche do doutorado no INSA Lyon, a fim de estudar condições ótimas para o tratamento da FORSD. A metodologia é apresentada abaixo.

Foram utilizados os dados de bioresíduos oriundos de Voiron, uma comuna francesa, com população de 20.744 habitantes (INSEE, 2018) localizada na região administrativa Auvérnia-Ródano-Alpes, no departamento de Isère, na França.

Foi utilizado a FORSD oriunda da coleta seletiva de Voiron, constituída de restos de alimentos (cascas de frutas e vegetais, sobras de refeições, toalhas de papel e outros).

Esses resíduos foram analisados no laboratório de *Déchets Eaux Environnement Pollutions* - DEEP do *Institut national des sciences appliquées* – INSA Lyon.

Foi analisada a FORSD de Voiron coletada em duas épocas distintas, verão e inverno. A obtenção da amostra foi realizada pelo método do quarteamento, o que gerou ao final, 51g resíduo úmido (RU). Esses foram armazenados em câmara fria à 3°C, para reduzir a evolução biológica do material. A homogeneização das amostras foi realizada novamente, de forma manual, após 24 horas do recebimento dos tambores. Durante o período entre a coleta e análises, a amostra bruta foi congelada em freezer (-23°C) a fim de minimizar a evolução biológica do resíduo. Enquanto estava sendo utilizada para realização das análises, a amostra bruta foi armazenada em câmara fria à 3°C.

O Quadro 6 apresenta as datas das coletas e análises de todas as etapas. As análises foram divididas nas etapas de caracterização e de pré-tratamento.

Quadro 6 - Datas das coletas e análises das amostras

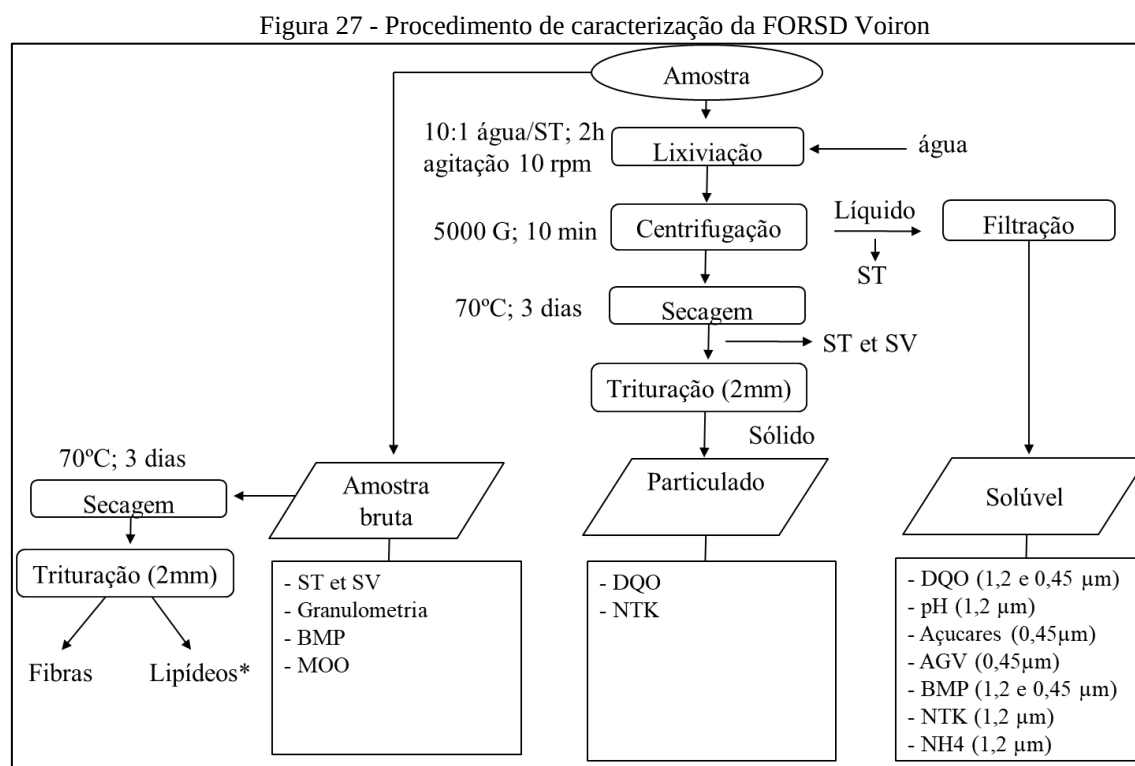
	Caracterização FORSD verão	Pré-tratamento FORSD verão	Caracterização FORSD inverno	Pré-tratamento FORSD inverno
Coleta	Setembro/2019	Setembro/2019	Fevereiro/2020	Fevereiro/2020
Análises	Setembro e outubro/2019	Novembro e dezembro/2019	Fevereiro e março/2020	Junho e Julho/2020

Fonte: Autora (2022)

4.4.1.1 Caracterização

Para garantir a homogeneidade e representatividade da amostra, antes de iniciar o procedimento de caracterização, a amostra bruta foi submetida a uma redução do tamanho (10mm) por meio do triturador BLIK BB-350.

A etapa de caracterização físico-química foi realizada conforme o procedimento estabelecido por Franco et al. (2019). Este consiste na extração da água da amostra bruta, por meio da lixiviação, e posteriormente separação dos resíduos nas frações solúvel e particulada (Figura 27).



*Análise realizada apenas no FORSD inverno
Fonte: Adaptado de Franco et al. (2019)

O teste de lixiviação seguiu o estabelecido na NF EN 12457-4 (AFNOR, 2002). Foi utilizado uma razão de 10:1 água/ST do resíduo. Em seguida, a amostra foi agitada durante duas horas, com rotação constante de 10 rotações por minuto (rpm). Posteriormente, a amostra foi centrifugada (5000 G; 10 min), separando-a nas fases solúvel e particulada.

Parte do solúvel foi utilizado para analisar os ST e o restante foi filtrado a 0,45µm ou 1,2 µm, de acordo com a análise a ser realizada: DQO, pH, açúcares, AGV, teste BMP, NTK

e NH_4^+ . Já o particulado foi seco em estufa à 70° C até atingir peso constante (aproximadamente três dias) e em seguida, triturado à 2mm, ação necessária para a análise da DQO e do NTK. Antes da trituração foi feita análise de ST e SV, a fim de conhecer a distribuição desses parâmetros em ambas as frações. Com a amostra bruta realizou-se as seguintes análises: ST, SV, granulometria, teste BMP e matéria orgânica oxidável (MOO). Ainda com essa amostra, foi realizado o teste de fibras e lipídeos, após secagem (70°C) até peso constante e trituração do resíduo (2mm).

4.4.1.1.1 Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)

Os ST foram obtidos através da diferença de massa da amostra antes e após secagem em estufa por 24h à 105°C e o SV foi determinado através da perda de massa por calcinação a 550°C por 4 h (APHA, 2012). Ambas as análises foram realizadas em triplicatas.

4.4.1.1.2 Granulometria

No teste da granulometria, que tem por objetivo conhecer o tamanho das partículas que constituem a amostra, um conjunto de peneiras com dimensões de malha diferentes foram sobrepostas umas às outras e colocadas em equipamento específico (Figura 28), responsável pela vibração das mesmas. Assim, o resíduo presente na peneira superior, que possui maior tamanho da malha, pode passar para as peneiras situadas logo abaixo, desde que possuam tamanho inferior à malha da peneira onde se encontram. Dessa forma, é conhecida a massa de resíduo retida em cada peneira.

A fim de permitir a passagem do resíduo de forma gradual, evitando eventuais bloqueios de partículas inferiores em peneiras com malha superior, foram utilizadas sete peneiras, com malhas de 31,5mm, 20mm, 10mm, 4mm, 1mm, 0,5mm e 0,25mm (Figura 29). Contudo, como a pesquisa não tem o interesse de conhecer o tamanho específico do resíduo, os resultados foram apresentados entre as partículas maiores e menores que 10mm, dimensão requerida em algumas análises, tais como o BMP.

Inicialmente as peneiras vazias foram pesadas juntamente com papel alumínio, utilizado para evitar eventuais perdas de massa. Em seguida, a amostra foi misturada manualmente e foi selecionado uma quantidade de resíduo representativa que preenchesse a superfície da peneira. Procedeu-se a disposição das peneiras, em ordem crescente, no

equipamento da granulometria, e da amostra na peneira superior. Logo em seguida, derramou-se 1 litro de água desmineralizada na peneira superior. Esse volume foi escolhido devido a capacidade do recipiente presente na parte inferior. A água inserida recirculou, devido a ajuda de uma bomba e de um borrifador presente na parte superior (Figura 28). O experimento foi realizado durante 15 minutos. Os parâmetros da bomba são apresentados no Quadro 7.

Quadro 7 - Parâmetros da bomba

Fluxo	938 L. min ⁻¹
Velocidade	250 rpm
Sentido da circulação	Peneira - bomba

Ao finalizar a análise, as peneiras foram colocadas em estufa à 105°C por 24h. A água foi recuperada, colocada em cadinhos de alumínio (Figura 30) e em estufa por mesmo tempo e temperatura mencionados nesse parágrafo. No dia posterior, as peneiras e cadinhos de alumínio foram pesados. A diferença entre as massas antes e após estufa, representa a quantidade de ST retido em cada um deles.

Figura 28 – Equipamento - teste de granulometria



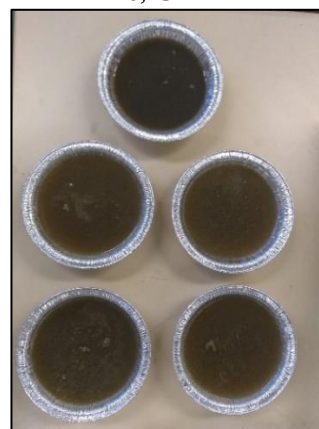
Fonte: Autora (2022)

Figura 29 – Peneiras - teste de granulometria



Fonte: Autora (2022)

Figura 30- Fração inferior à 0,25mm



Fonte: Autora (2022)

Foi realizado dois experimentos por cada campanha de coleta (verão e inverno). A Tabela 31 apresenta os dados dos experimentos da granulometria.

Tabela 31 – Dados do experimento da granulometria

Análise	Resíduos Verão		Resíduos Inverno	
Ensaio	1	2	1	2
Data	24/09/2019	16/10/2019	20/02/2020	12/03/2020
Tempo de agitação	15 min	15 min	15 min	15 min
Quantidade da amostra utilizada (gST)	90,4	63,48	75,1	76,7

Fonte: Autora (2022)

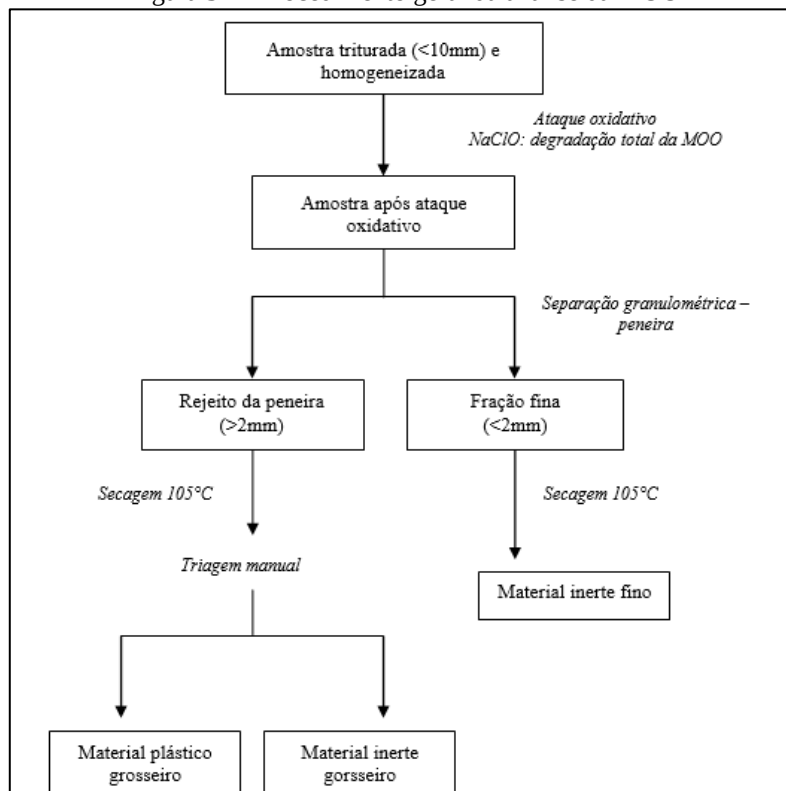
4.4.1.1.3 Matéria Orgânica Oxidável (MOO)

O teor de MOO foi mensurado conforme a NF XP U44-164 (AFNOR, 2014). A norma descreve um método para analisar a presença de componentes inertes em um aditivo orgânico ou um meio de cultivo.

O teste consiste em determinar o conteúdo de matéria orgânica presente no resíduo devido ao ataque químico em condições oxidantes. Foi adicionado 0,5L de água sanitária à 100 g de resíduo úmido da amostra. Após 24h, foi adicionado mais 0,5L de hipoclorito de sódio (NaClO) por mais 24h. O material residual foi recuperado em uma peneira de malha redonda de 2 mm. A Figura 31 apresenta o procedimento geral da análise da MOO.

A oxidação da matéria orgânica no composto permite a análise da fração não oxidável, possibilitando a identificação e quantificação dos materiais indesejáveis, tais como plásticos, vidros, pedras e metais, cujo presença prejudica a qualidade do composto. A perda de massa seca devido à oxidação representa a MOO. Já o resíduo da oxidação química, ou seja, à matéria sólida que não pode ser oxidada quimicamente (plásticos, vidros, pedras, metais) é denominado matéria inerte.

Figura 31 – Procedimento geral da análise da MOO



Fonte: DEEP (2011)

4.4.1.1.4 Lipídeos

O índice lipídico (IL) foi calculado de acordo com a norma V03-030 (AFNOR, 1991). Este índice representa o teor de lipídios presente na amostra. O experimento consiste na extração dos lipídeos por meio da solubilização em uma mistura de solventes orgânicos.

A amostra a ser utilizada foi seca em estufa à 70°C até obter peso constante (por volta de 3 dias) e reduzida à 2 mm. À amostra seca e triturada (5g) foi adicionado 5 ml de água destilada. Para extração, foi utilizado, por amostra, uma mistura de 300 ml de hexano e 200 ml de isopropano. Posteriormente, 50 ml da amostra e mistura de solventes foram submetidos a agitação magnética durante 10 minutos. Após agitação transferiu-se apenas a parte sobrenadante para a coluna. Esta foi preparada anteriormente com 20g de sulfato de sódio anidro e 5g de celite. Antes de ser utilizada, a coluna foi lavada com 30ml da mistura de solvente. O solvente recuperado no balão Kitasato foi transferido para um balão de fundo chato, previamente pesado, e em seguida, iniciou-se a primeira extração, através da destilação a vácuo. Com o restante da amostra que não foi transferida para a coluna foram realizadas mais duas extrações, seguindo o mesmo procedimento descrito para a primeira. Uma quarta extração foi feita a fim verificar a possível presença de lipídio na amostra. O experimento foi realizado em triplicata.

O IL foi calculado conforme a Equação 08.

$$IL (\%) = \frac{m}{m_0} * 100 \quad (\text{Eq.08})$$

Na qual:

m = massa do lipídeo extraída (g);

m₀ = massa da amostra inicial (g).

4.4.1.1.5 Fibras

A Fibra em Detergente Neutro (FDN), Fibra em Detergente Ácido (FDA) e Lignina em Detergente Ácido (LDA) foram analisados pelo método de Van Soest e Wine (1967) modificado método de extração baseado na norma FD U44-162 (AFNOR, 2016). As frações parietais foram determinadas por sucessivas solubilizações das frações orgânicas presentes na amostra por solventes.

Os constituintes orgânicos quantificados na pesquisa foram: solúveis (SOL), hemicelulose (HEM), celulose (CEL) e lignina (LIG), calculados pelas Equações 09, 10, 11 e 12, respectivamente.

$$\text{SOL} = 100 - \text{FDNorg} \quad (\text{Eq. 09})$$

$$\text{HEM} = \text{FDNorg} - \text{FDAorg} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$\text{CEL} = \text{FDAorg} - \text{LDAorg} \quad (\text{Eq. 11})$$

$$\text{LIG} = \text{LDAorg} \quad (\text{Eq. 12})$$

Para realização do experimento, o resíduo foi seco em estufa à 70°C até peso constante, aproximadamente 3 dias, e triturado (2mm). A amostra foi distribuída em 9 capsulas e dispostas no suporte com numeração definida (Figura 32). Essas capsulas foram previamente secas em estufa à 105°C durante duas horas.

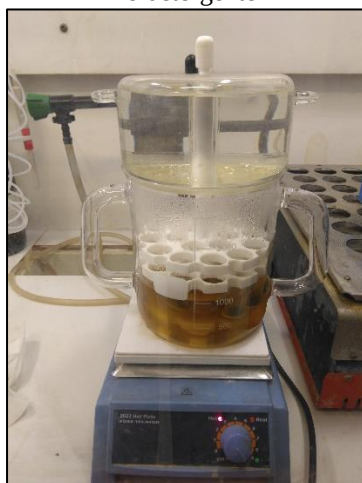
Inicialmente foi retirado o excesso de gordura da amostra, agitando-a em béquer com acetona por 30 segundos. Esse processo foi repetido 3 vezes. Após secagem das capsulas ao ar livre, procedeu-se a etapa de determinação do FDN. As capsulas permaneceram 30 minutos em banho maria, de modo que suas tampas não ficassem submersas na água. Em seguida, a amostra foi lavada cinco vezes em água quente e colocada em um segundo béquer com o detergente neutro já aquecido, onde permaneceu por uma hora (Figura 33). Finalizado esse tempo, a amostra foi lavada dez vezes em água fervente (Figura 34) e três vezes na acetona (em capela). As capsulas 1, 2 e 3, destinadas a determinação do FDN, foram retiradas para posterior secagem e calcinação. Para a determinação do FDA repetiu-se o procedimento a partir da imersão da amostra no detergente, só que dessa vez foi utilizado o detergente ácido, e retiradas as capsulas 4,5 e 6. Já na etapa de obtenção do LDA a amostra foi inserida em béquer com H₂SO₄ (72%) por três horas. Após o tempo mencionado, a amostra foi lavada uma vez em água fria, dez em água quente e três vezes em acetona. Em cada etapa, os sólidos residuais foram analisados quanto ao conteúdo de SV.

Figura 32 – Amostra nas cápsulas



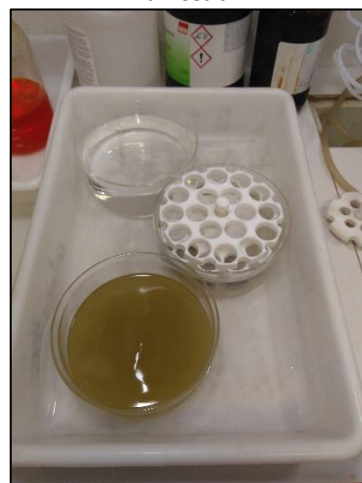
Fonte: Autora (2022)

Figura 33 – Amostras submersas no detergente



Fonte: Autora (2022)

Figura 34 – Lavagem da amostra



Fonte: Autora (2022)

As frações FDN, FDA e LDA são calculadas pelas Equações 13, 14 e 15, respectivamente. Os valores são expressos em porcentagem da quantidade inicial de SV da amostra.

$$FDN\ org\ (\%) = \frac{(Wi2 - Wi3 - Wi0) * 100}{[(Wi1 - Wi0) * ST * SV]}, i = 1, 2, 3 \quad (\text{Eq. 13})$$

$$FDA\ org\ (\%) = \frac{(Wi2 - Wi3 - Wi0) * 100}{[(Wi1 - Wi0) * ST * SV]}, i = 4, 5, 6 \quad (\text{Eq.14})$$

$$LDA\ org\ (\%) = \frac{(Wi2 - Wi3 - Wi0) * 100}{[(Wi1 - Wi0) * ST * SV]}, i = 7, 8, 9 \quad (\text{Eq.15})$$

No qual:

i = posição no suporte;

0 = massa da capsula vazia após secagem a 105 ° C;

1 = massa da capsula com a amostra;

2 = massa de cadinho de alumínio com a capsula após secagem a 105 ° C;

3 = massa do cadinho de alumínio após calcinação;

ST = sólidos totais;

SV = sólidos voláteis.

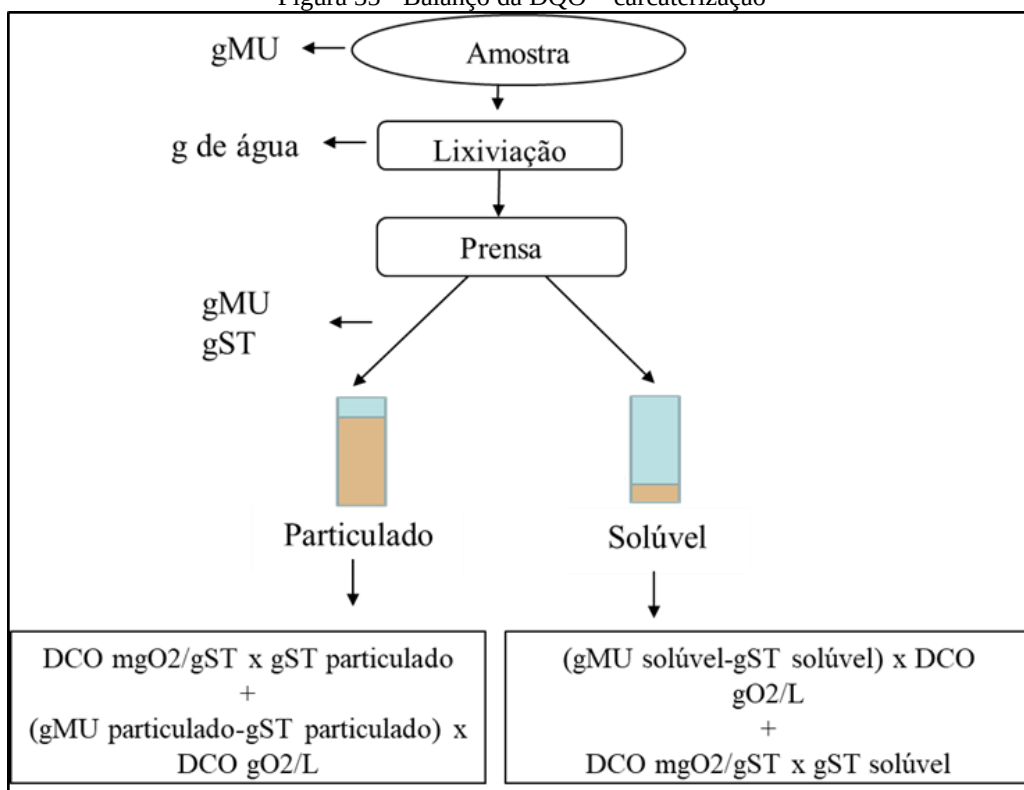
4.4.1.1.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO do solúvel foi determinada pelo método HACH, que é baseado no uso de reagentes HACH, misturados à solução a ser analisada em frascos colorimétricos HACH. O teste consiste na adição da amostra nos frascos HACH e disposição dos mesmos em bloco digestor a 150°C por 2 horas. Posteriormente, após resfriamento dos frascos, procedeu-se a leitura no espectrofotômetro.

A determinação da DQO do particulado foi realizada com base na norma NF U 44-161 (AFNOR, 1985) e NF ISO 14235 (AFNOR, 1998). É um método de determinação por espectrocolorimetria após oxidação do carbono orgânico em meio sulfocrômico.

A fim de conhecer a distribuição da DQO entre o solúvel e particulado, o balanço de DQO foi realizado tal como apresentado na Figura 35. O valor da DQO em $\text{mgO}_2.\text{g}^{-1}$ ST foi o obtido após centrifugação e secagem da amostra e a DQO em $\text{gO}_2.\text{L}^{-1}$, após centrifugação e filtração.

Figura 35 - Balanço da DQO – caracterização



Fonte: Autora (2022)

4.4.1.1.7 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH da amostra foi medido através do pHmetro, constituído por um eletrodo e um circuito potenciômetro. Ao inserir o eletrodo na amostra ele produz milivolts que são transformados em escala de pH.

4.4.1.1.8 Açúcares

Para a determinação dos açúcares foi realizada cromatografia líquida de alto desempenho (LC Module 1 plus, Waters) com uma coluna Supelcogel TM C-610H (300 mm × 7,8 mm, Sigma-Aldrich), índice de refração (IR) e detectores de ultravioleta. Os açúcares foram estimados usando o IR.

Foram determinados os seguintes açúcares: arabinose, galactose, glicose, manose, xilose, sacarose, frutose e celobiose.

4.4.1.1.9 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Os ácidos acético, propiônico, butírico, valérico e capríco foram determinados por meio de análise por cromatografia gasosa (Shimadzu) com detector de ionização de chama. Esse método separa diferentes moléculas numa coluna capilar de sílica fundida (30 m x 0,25 mm, Agilent Tecnologia) cromatográfica contendo uma fase estacionária e as detecta em uma chama ar, usando H₂ como gás de arraste. Os cromatogramas resultantes foram obtidos através do programa GCsolution.

Para a determinação dos ácidos láctico e fórmico foi realizada cromatografia líquida, semelhante à descrita no tópico 4.4.1.1.8. O teor desses ácidos foi obtido com o detector de UV (210 nm).

4.4.1.1.10 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e NH₄⁺

O NTK foi determinado com base no procedimento descrito na norma NF EN 25663 (AFNOR, 1994). As amostras sólidas foram secas em estufa à 70°C durante

aproximadamente três dias e trituradas (2mm). Já as amostras líquidas foram filtradas a 1,2µm.

A análise é baseada no princípio da transformação do nitrogênio em formas quantificáveis. A 1ª etapa consiste na mineralização do nitrogênio na forma de NH_4^+ , devido a reação entre a amostra e H_2SO_4 em ebulição, a 400 ° C. A reação ocorre na presença de um catalisador à base de selênio e sulfato de potássio, destinado a aumentar o ponto de ebulição da mistura. Na segunda etapa, o mineral é destilado na presença de excesso de soda para obter NH_3 . Este é arrastado por vapor de água e recuperado por condensação em um Erlenmeyer de recuperação. E na última etapa, o NH_3 condensado reage com o ácido bórico (H_3BO_3) inicialmente presente no Erlenmeyer. A solução final é titulada com HCl.

A determinação do NH_4^+ livre foi feita pela destilação da amostra sem passar pela etapa de mineralização.

4.4.1.1.11 Teste do Potencial Bioquímico do Metano (BMP)

Para teste BMP foi utilizado frascos de vidro Schott®, hermeticamente fechados, nos quais foram inseridos, além da amostra a ser analisada, um inóculo anaeróbio e água desmineralizada.

Foi utilizado como inóculo o lodo digerido proveniente da ETE de La Feyssine, Lyon, França, habitualmente usado no laboratório nesse teste, cujos percentuais de ST e SV podem ser visualizados na Tabela 32. O lodo foi armazenado em sala controlada termostaticamente à 35°C até a realização dos experimentos (mínimo de 5 dias e máximo de duas semanas antes do experimento). A água desmineralizada foi utilizada em substituição a solução mineral, também utilizada para controle do pH.

Tabela 32 – ST e SV dos inóculos - caracterização

Parâmetro	ST (%)		SV (%ST)	
Análises	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Caracterização	2,4	3,4	65,6	70,1

Fonte: Autora (2022)

O teste BMP foi realizado seguindo as diretrizes apresentadas em Holliger et al. (2016), em uma sala termostaticamente controlada a 35°C. Foi utilizado frascos de 1L para as amostras líquidas, a fim de limitar a quantidade de amostra necessária e 2L para as amostras sólidas, para garantir a sua representatividade. Cada frasco Schott® foi preenchido

de forma a garantir uma razão de inóculo/substrato igual a 2, e um volume específico de água desmineralizada para atingir 30% do volume total do frasco. Logo em seguida, os frascos foram purgados com uma mistura de gás N_2/CO_2 (80/20% v/v) por cerca de 2 minutos, fechados e armazenados a 35°C. Após uma hora, foi medida a pressão dos frascos e essa foi considerada a pressão inicial.

Juntamente com as amostras, foram preparados frascos apenas com inóculo e água desmineralizada, denominados de controle negativo, visando conhecer a produção de metano residual do inóculo e assim corrigir o BMP das amostras; e outro, denominado controle positivo, com uma substância conhecida, a celulose, para a validação dos resultados dos testes de BMP. Todas as análises foram realizadas em triplicada.

A produção de biogás foi monitorada através de leitura manométrica, por meio de um manômetro eletrônico Digitron®, com precisão de aproximadamente de 2 mbar e uma pressão máxima de 2.000 mbar (Figura 36). Quando a pressão ultrapassava 1200 mbar, o biogás do frasco era liberado.

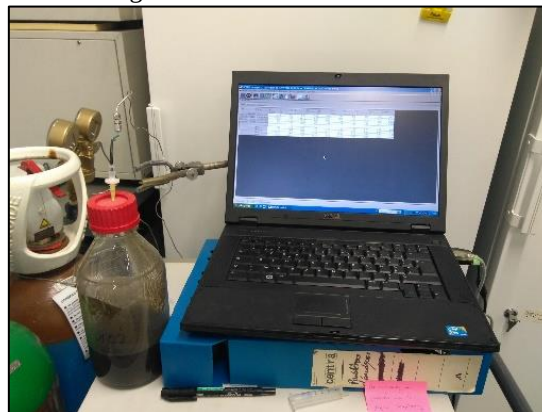
A composição do biogás foi analisada usando uma micro cromatografia a gás Agilent 3000 equipada com um detector de condutividade térmica (GC-TCD) (Figura 37). As colunas Molsieve 5A (comprimento de 14 m; tamanho de poro: 5 Å) e PoraPlot A (comprimento de 10 m; 0,320 mm ID) foram usadas como fases estacionárias para GC-TCD, usando Hélio gás de arraste.

Figura 36 – medição da pressão



Fonte: Autora (2022)

Figura 37 - microCG CPG-TCD



Fonte: Autora (2022)

As informações sobre as condições cromatográficas são apresentadas na Tabela 33. O biogás foi analisado em termos de: CH_4 , CO_2 , N_2 , O_2 e H_2S . Os testes foram interrompidos quando a produção de biogás em um dia foi inferior a 1% do volume total de biogás produzido (HOLLIGER et al., 2016).

Tabela 33 – Condições cromatográficas das análises

Parâmetros de configurações	Módulo A – MS5A	Módulo B – PPQ
Temperatura de injeção	90°C	90°C
Temperatura da coluna	100°C	70°C
Tempo de bomba/varredura (s)	Bomba 1:20	Bomba 2:20
Tempo de varredura	Os dados acima são assumidos automaticamente	
Duração da injeção (ms)	50	50
Duração da análise (s)	120	120
Pressão da coluna (psi)	30	25

Fonte: Autora (2022)

A biodegradabilidade (BD) foi calculada conforme a Equação 16, a qual considera a DQO das amostras testadas, considerando um BMP teórico de 0,35 NL de CH₄ produzido por kg de DQO (BUSWELL; MUELLER, 1952), em condições normais de temperatura (273.15 K) e pressão (1 bar).

$$BD (\%) = \frac{BMP [NL_{CNPT}/kg_{MOT}]}{DQO [kg/kg_{MOT}] \times 0.35} \quad (Eq.16)$$

A cinética da produção de metano, foi avaliada ao ajustar os dados experimentais dos testes de BMP na Equação 17.

$$V_{CH_4}(t) = V_{max}(1 - e^{-kt}) \quad (Eq.17)$$

No qual:

V_{CH₄} = volume de metano produzido (NL);

t = tempo do experimento (dias);

V_{max}=volume máximo do metano produzido (NL);

k = constante de velocidade da produção de metano.

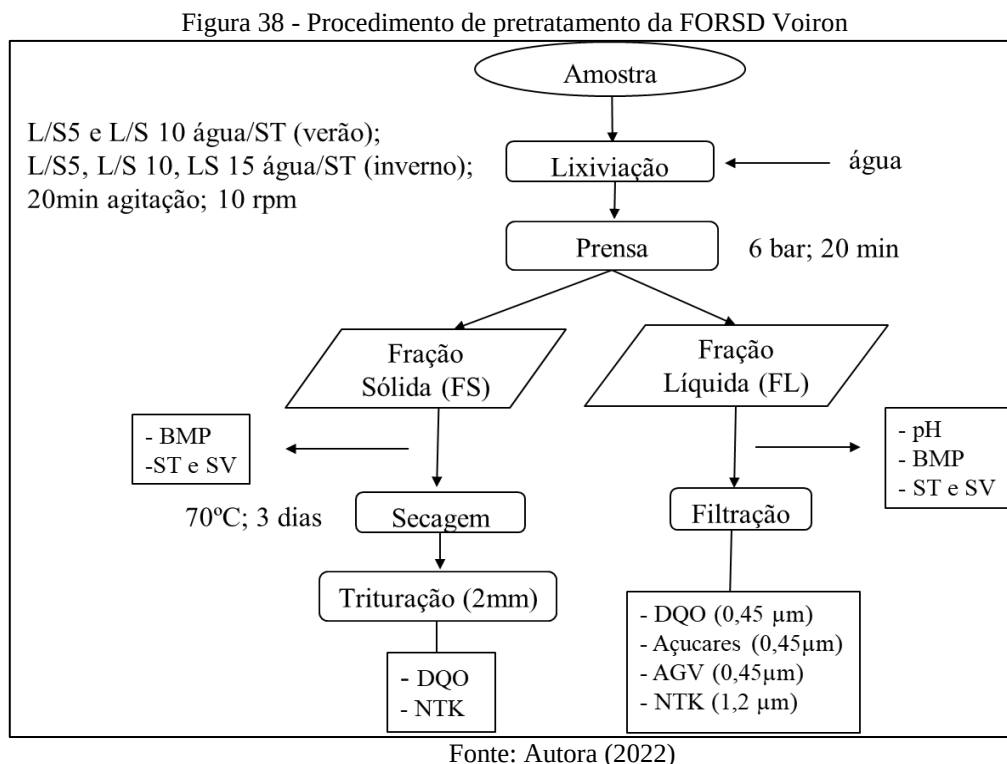
Os testes foram realizados para a mostra bruta e o solúvel. Logo, o particulado foi estimado como a diferença de BMP desses dois. Os percentuais do BMP para o particulado e solúvel foram obtidos com base na Equações 18 e 19, respectivamente.

$$\% BMP \text{ particulado} = \frac{CH_4 \text{ particulado}(ml)}{CH_4 \text{ particulado}(ml) + CH_4 \text{ solúvel}(ml)} \quad (Eq.18)$$

$$\% \text{ BMP solúvel} = \frac{CH_4 \text{ solúvel}(ml)}{CH_4 \text{ particulado}(ml) + CH_4 \text{ solúvel}(ml)} \quad (\text{Eq.19})$$

4.4.1.2 Pré-tratamento

A etapa de pré-tratamento procedeu-se conforme fluxograma apresentado Figura 38.



O procedimento foi desenvolvido com o objetivo de produzir uma FS e uma FL, sendo esta destinada a extrair, o máximo possível, a matéria orgânica solúvel e coloidal da FORSD (MORETTI et al. 2020). A amostra foi previamente triturada na etapa de caracterização, visando homogeneizá-la e assim garantir a reprodutibilidade dos resultados obtidos. Na etapa de lixiviação analisou-se diferentes proporções de líquido/sólido (L/S), a saber: 5, 10 e 15 g de água por g ST do resíduo. Para otimização do tempo e recursos, a razão L/S 15 foi analisada apenas no resíduo coletado no inverno, a fim de validar a qualidade dos resultados obtidos pela L/S 10 no pré-tratamento do resíduo coletado no verão. Após adição da água desmineralizada, a amostra foi agitada (10rpm) por 20 minutos e deu-se início ao processo de separação das frações. Para isso foi utilizado uma prensa composta por 3 células de filtração-compressão em escala de laboratório, denominados na presente pesquisa de pistão (Figura 39). O experimento foi realizado em triplicata, usando pistões, células

cilíndricas idênticas de aço inoxidável, de 0,46 L e diâmetro interno de 70 mm (Figura 40). A parte inferior do cilindro consiste em um disco de aço inoxidável perfurado com orifícios de 3 mm de diâmetro (Figura 41). Os resíduos foram prensados durante 20 minutos a 6 bar. Tais condições foram estabelecidas em trabalhos anteriores do laboratório DEEP.

Figura 39 - Prensa



Fonte: Autora (2022)

Figura 40 – Pistões



Fonte: Autora (2022)

Figura 41 – Disco perfurado (3mm)



Fonte: Autora (2022)

Terminado o processo de prensagem, a FL foi coletada na parte inferior e a FS removida dos pistões. A extração da FL foi monitorada através de uma balança eletrônica ligada a um sistema de aquisição dos dados de forma contínua, em função do tempo.

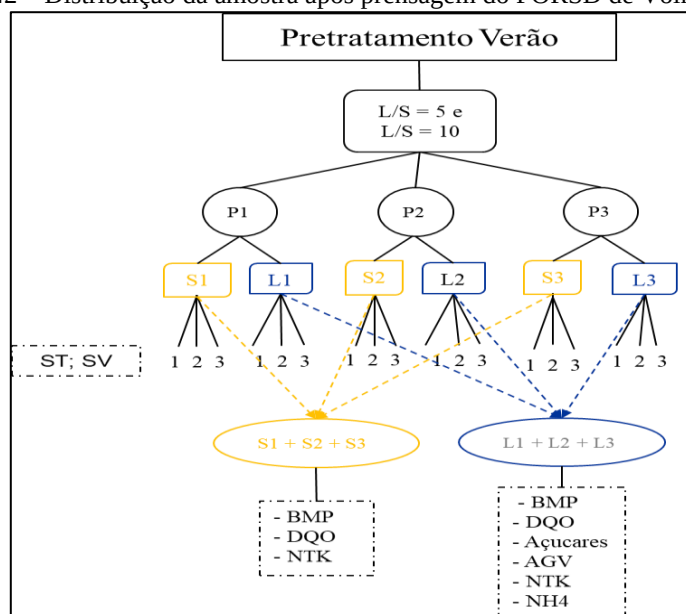
Para a FS foram realizadas as análises de BMP, ST e SV e, após secagem em estufa à 70°C (cerca de 3 dias), DQO e NTK. Já para a FL, analisou-se BMP, ST, SV e pH, e posteriormente a filtração, DQO, açúcares, AGV, NTK e NH₄ (ver Figura 38).

A distribuição da amostra da FORSD coletado no verão, após prensagem, para realização das análises foi realizada tal como apresentado na Figura 42. Os ST e SV foram realizados em triplicata para cada fração gerada (sólida e líquida) de cada pistão (P1, P2 e P3). Para as demais análises das FS e FL, juntou-se todas as FS em um frasco e todas as FL em um outro, dos três pistões.

Para a FORSD coletado no inverno, a distribuição da amostra após o processo de prensagem procedeu-se conforme detalhado na Figura 43. Diante da necessidade de maior quantidade de amostra para realização de todas as análises, verificadas no primeiro pré-tratamento, foram realizados dois testes para cada proporção L/S. Considerando a baixa variação dos ST e SV entre as amostras, observadas no pré-tratamento da FORSD coletados no verão, bem como o uso do valor médio desses parâmetros, optou-se por unir as FS de cada pistão e somente depois fazer as medições de ST e SV. Procedeu-se de forma

semelhante com a FL. As outras análises foram realizadas com a amostra oriunda da junção dos dois experimentos.

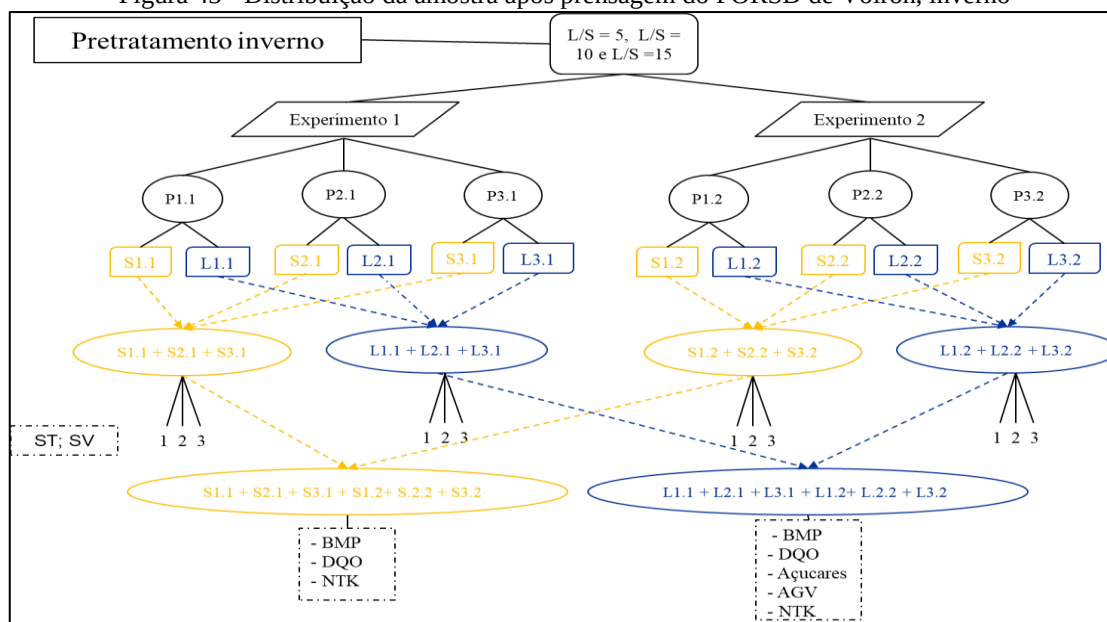
Figura 42 – Distribuição da amostra após prensagem do FORSD de Voiron, verão



P1: Prensa 1; P2: prensa 2; P3: prensa 3; S1: sólido 1; S2: sólido 2; S3: sólido 3; L1: líquido 1; L2: líquido 2; L3: líquido 3

Fonte: Autora (2022)

Figura 43 - Distribuição da amostra após prensagem do FORSD de Voiron, inverno



P1.1: Prensa 1-experimento 1; P2.1: prensa 2-experimento 1; P3.1: prensa 3-experimento 1; S1.1: sólido 1-experimento 1; S2.1: sólido 2-experimento 1; S3.1: sólido 3-experimento 1; L1.1: líquido 1-experimento 1; L2.1: líquido 2-experimento 1; L3.1: líquido 3-experimento 1; S1.2: sólido 1-experimento 2; S2.2: sólido 2-experimento 2; S3.2: sólido 3-experimento 2; L1.2: líquido 1-experimento 2; L2.2: líquido 2-experimento 2; L3.2: líquido 3-experimento 2;

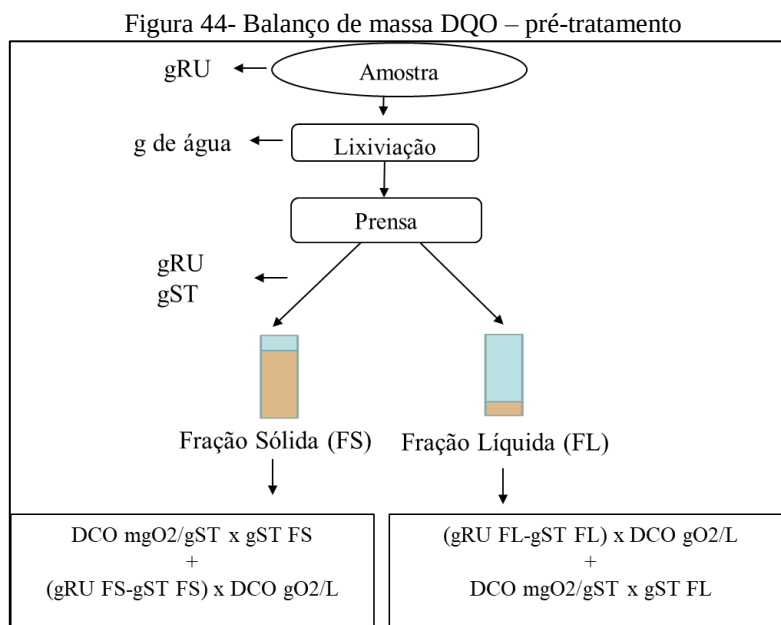
Fonte: Autora (2022)

4.4.1.2.1 Distribuição da massa

Antes de inserir as amostras nos pistões, cada uma delas foi inicialmente pesada. De forma semelhante, pesou-se as FS e FL após prensagem. Logo, a diferença de massa entre elas representa a quantidade de amostra que permaneceu no pistão ou eventualmente foi perdida durante o experimento, denominada na pesquisa de perda de massa. Para o cálculo da distribuição de massa, essa perda foi considerada como sendo FS, visto que a FL é facilmente transferível pelos orifícios do pistão para os frascos. Assim, conhecidos esses valores, bem como os teores de ST e SV em cada fração, foi possível obter a proporção mássica do experimento em termos de RU, ST e SV.

4.4.1.2.2 Análises das FL e FS

A DQO foi determinada conforme descrito no item 4.4.1.1.6. A descrição do balanço de massa da DQO pode ser vista na Figura 44. O valor da DQO em $\text{mgO}_2\text{g}^{-1}\text{ST}$ foi o obtido após prensagem e secagem da amostra e a DQO em gO_2L^{-1} , após prensagem e filtração.



Fonte: Autora (2022)

O ST e SV; pH; os açúcares; AGV; e NTK e NH_4 foram determinados conforme descrito nos itens 4.4.1.1.1, 4.4.1.1.7, 4.4.1.1.8, 4.4.1.1.9 e 4.4.1.1.10 respectivamente.

O teste BMP seguiu os procedimentos descritos no item 4.4.1.1.11. Os valores de ST e SV do inóculo utilizado são apresentados na Tabela 34.

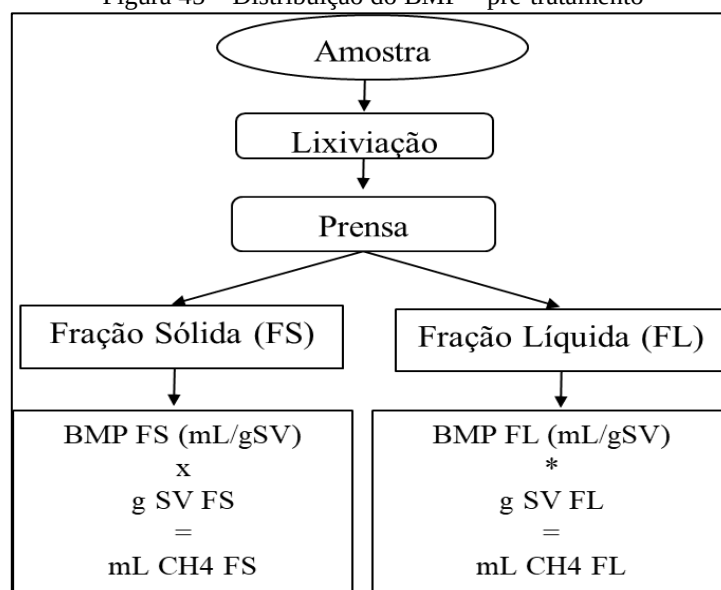
Tabela 34 – ST e SV dos inóculos – pré-tratamento				
Parâmetro	ST (%)		SV (%ST)	
Análises	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Pré-tratamento	3,2	2,5	70,1	76,1

Fonte: Autora (2022)

O teste foi realizado nas FS e FL, assim como nos controles positivos e negativos. Todas as amostras foram feitas em triplicata.

O balanço de massa foi calculado conforme Figura 45. E os percentuais do BMP em cada fração foi calculado pelas Equações 18 e 19, nas quais o particulado é substituído pela FS e o solúvel é substituído pela FL.

Figura 45 – Distribuição do BMP – pré-tratamento



Fonte: Autora (2022)

4.4.2 Caracterização da FORSD dos condomínios da amostra

O processo de DA foi escolhido para o tratamento da FORSD. Como a fração mencionada não foi separada do fluxo de resíduos por meio da coleta seletiva implantada no condomínio C e D, assim como nos demais condomínios que não implantaram as medidas de minimização, foi solicitado aos moradores a separação dessa fração em sacolas com cor diferenciada distribuída previamente aos moradores. Para o condomínio D foi coletado grande parte do RSD gerado, a partir do qual a FORSD foi posteriormente separada, a fim

de complementar a quantidade dessa fração a ser analisada. A Tabela 35 apresenta as quantidades coletadas em cada edifício.

Tabela 35 - Dados da FORSD coletada

Material	A (%)	B (%)	C (%)	D (%)
Total coletado (kg)	42,1	5,2	5,8	4,3
Percentual coletado relativo ao total de RSD gerado no mesmo dia (%)	29	28	18	90

Fonte: Autora (2022)

Os resíduos foram coletados de modo que abrangessem todos os andares dos condomínios. Em seguida, os mesmos foram triados e triturados manualmente (aproximadamente 10mm) e armazenados em refrigerador à 3°C. Posteriormente, procedeu-se a caracterização da fração orgânica em termos de: ST, SV, DQO, CT, CO, pH, AGV, alcalinidade total (AT), nitrogênio total e amoniacal (Quadro 8).

Quadro 8 - Análises realizadas e metodologias utilizadas para a FORSD

Análises	Metodologia	Referência
ST	Diferença de massa da amostra antes e após secagem em estufa por 24h à 105°C	APHA 2540 B/C/D/E - APHA (2012)
SV	Diferença de massa da amostra seca antes e após calcinação a 550°C por 4 h	APHA 2540 B/C/D/E - APHA (2012)
pH	pHmetro	APHA 4500 H ⁺ B - APHA (2012)
AGV	Método de DiLallo & Albertson (1961) por meio da fórmula $AGV = \frac{(N \text{ base} \times V \text{ base}) \times 60000}{V \text{ amostra}}$; na qual AGV é expresso em mgCH ₃ COOH/L; N base representa a normalidade da base, V amostra, o volume da amostra (mL); V base, o volume de solução de hidróxido de sódio gasto para titular a amostra do pH 4,0 a 7,0.	APHA 2310 B - APHA (2012)
AT	Método de DiLallo & Albertson (1961) por meio da fórmula $AT = \frac{N \text{ ácido} \times V \text{ ácido} \times 50.000}{V \text{ amostra}}$; na qual AT representa a alcalinidade total expressa em mgCaCO ₃ /L; N ácido, a normalidades do ácido, V ácido, o volume de solução de ácido sulfúrico gasto para titular a amostra do pH inicial a pH 4,3 (mL) e V amostra, o volume da amostra (mL)	APHA 2320 B - APHA (2012)
NTK	Destilação da amostra (seca) digerida, na solução digestora, seguida de titulação com uma solução de ácido sulfúrico 0,02N (200mL de ácido sulfúrico 0,1N, completando até 1L com água destilada). Foi acrescentado 10mL da solução alcalinizadora de NaOH. Na saída do condensador foi colocado um erlenmeyer com 10mL da solução de ácido bórico com indicador misto e a destilação foi realizada até a solução contida no erlenmeyer atingir 50mL. A solução digestora é composta por 3,6g de Na ₂ SeO ₃ = 5,47g de Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O; 21,39g de Na ₂ SO ₄ ; 4,0g de CuSO ₄ .5H ₂ O; 200mL de H ₂ SO ₄ concentrado; e água destilada, completando	APHA 4500 N _{org} B - APHA (2012)

	para 1L. A solução alcalinizadora de NaOH, tem-se 720g de NaOH, completando com água destilada até atingir 1L. Já a solução de ácido bórico é formada por 20g de ácido bórico e água destilada até completar 1L, 15mL de verde de bromo cresol à 0,1% e 6mL de vermelho de metila à 0,1%.	
Nitrogênio amoniacal	Destilação da amostra e titulação com H ₂ SO ₄ a 0,02N até mudança de coloração. Foi adicionado 10 ml da amostra, 2,5 ml da solução tampão de borato e foi adicionado hidróxido de sódio (1N até pH 9,5). Em seguida, adicionou-se 10 ml da solução receptora no erlenmeyer, destilado a tal amostra até apresentar o volume de 50 ml. Posteriormente realizou-se a titulação. A solução tampão de borato foi composta de 9,5 g de Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O, 88 ml de NaOH a 1N e água destilada até completar 1 litro. O NH ₄ ⁺ , em g/L, foi calculado por meio da fórmula: $NH_4^+ = \frac{V_{\text{gasto}} \times 14000}{V_{\text{amostra}}}$, na qual V gasto representa o volume gasto do ácido, em ml, e V amostra, o volume da amostra (mL)	APHA 4500 NH ₃ B/C - APHA (2012)
DQO	Método de refluxo fechado e calorimetria. Previamente a amostra seca foi digerida em ácido sulfúrico.	APHA 5220 C - APHA (2012)
CT e CO	Transformação da matéria orgânica em CO, por meio da fórmula CO = 0,425 SV - 2,064 e em CT, calculado por meio da equação CT = 0,463 SV - 0,550, na qual SV é medido em %.	Carmo e Silva (2012)

Fonte: Autora (2022)

4.5 CENÁRIOS DE GESTÃO

Foram definidos cenários de gestão para o RSD considerando todos os condomínios da amostra, bem como ampliado a análise para os demais condomínios de João Pessoa. A partir das estimativas para a FSRSD e a FORSD foram estabelecidos os seguintes cenários:

- Cenário I - Fluxo único de coleta: esse cenário demonstra situação dos RSD produzidos e coletados em um único coletor, que inclui a FSRSD, a FORSD e o rejeito.
- Cenário II - Fluxo duplo de coleta: corresponde ao cenário no qual o RSD é separado em dois fluxos, a FSRSD e uma fração úmida, composta pelos demais resíduos (FORSD e rejeito). Foi considerado também uma redução na taxa de geração de RSD de 16%, resultado obtido na presente pesquisa, quando comparada ao cenário I, uma vez que para realizar a separação é necessário a prévia sensibilização da população.
- Cenário III - Fluxo triplo de coleta: representa o cenário considerado ideal, no qual há a separação do resíduo em três coletores distintos, a FSRSD, a FORSD e o rejeito. Nesse cenário também foi considerado a redução da taxa de RSD mencionada.

Para os cenários II e III foram estimadas situações distintas. Inicialmente analisou-se o cenário potencial, no qual foi considerado o aproveitamento da totalidade da fração separada, e posteriormente o cenário hipotético, que incluiu parâmetros de eficiência da separação dos resíduos, aproximando as estimativas a um cenário mais realista. No cenário II, foi analisado ainda o cenário real, que corresponde a uma estimativa relacionada aos condomínios C e D que de fato implantaram a coleta seletiva no condomínio, com a separação em dois fluxos, FSRSD e resíduo úmido.

O Quadro 9 resume os principais parâmetros e cálculos realizados em cada situação. No cenário I, foi utilizado a taxa II de geração do RSD para estimativa da massa RSD para os condomínios, já que nesse período não havia se iniciado a sensibilização da população, enquanto que para João Pessoa, utilizou-se a taxa determinado em Athayde Júnior et al. (2014) para um apartamento no município. Nos demais cenários fez-se uso da taxa II reduzida em 16%, para os condomínios, e o valor da taxa média do período III dos condomínios C e D, onde foi implantado a sensibilização. Em relação a população, foi utilizada a determinada no período III, para os condomínios, e estimada para os apartamentos, em João Pessoa (Tabela 23).

Quadro 9 - Considerações sobre as variáveis e cálculos dos cenários

Variáveis		Cenário I	Cenário II			Cenário III	
			Potencial	Real	Hipotético	Potencial	Hipotético
1	Taxa de geração de RSD (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Tx II (A, B, C, D) e Tx L (JP)	Tx II - 16%Tx II (A, B) e Tx III (C, D, JP)	Tx III (C, D)	Tx II - 16%Tx II (A, B) e Tx III (C, D, JP)	Tx II - 16%Tx II (A, B) e Tx III (C, D, JP)	Tx II - 16%Tx II (A, B) e Tx III (C, D, JP)
2	População (hab)	Pop III (A,B,C,D) e Pop-ap em JP	Pop III (A,B,C,D) e Pop-ap em JP	Pop III (A,B,C,D) e Pop-ap em JP	Pop III (A,B,C,D) e Pop-ap em JP	Pop III (A,B,C,D) e Pop-ap em JP	Pop III (A,B,C,D) e Pop-ap em JP
3	RSD (t.ano ⁻¹)	(1*2)/1000	(1*2)/1000	(1*2)/1000	(1*2)/1000	(1*2)/1000	(1*2)/1000
4	FSRSD (t.ano ⁻¹)	-	3 * %FSRSD	3 * IRcs	3 * %FSRSD * IPcs	3 * %FSRSD	3 * %FSRSD * IPcs
5	FORSD (t.ano ⁻¹)	-	-	-	-	3 * %FORSD	3 * %FORSD * (1- %impurezas)
6	Rejeito (t.ano ⁻¹)	3	3 - 4	3 - 4	3 - 4	3 - 4 - 5	3 - 4 - 5

A: condomínio A; B: condomínio B; C: condomínio C; D: condomínio D; JP: João Pessoa; Tx II: taxa de geração de RSD do período II; Tx L: taxa de geração de RSD apresentada na literatura para edifício em João Pessoa - Athayde Júnior et al. (2014); Tx III: taxa de geração de RSD do período III; Pop III: população determinada no período III; Pop-ap: população estimada em apartamento; IRcs: Índice de Recuperação da coleta seletiva; IPcs: Índice de Participação da coleta seletiva.

4.5.1 Estimativas para a FSRSD

Nesta etapa foi analisada a quantidade da FSRSD, assim como os benefícios econômicos associados à venda do material seco reciclável e a quantidade de energia e GEE evitados devido a reciclagem dos materiais.

4.5.1.1 Massa da FSRSD e por tipo de material

O quantitativo da FSRSD (*Massa de FSRSD*), que foi o mesmo nos cenários II e III, foi estimado por meio da Equação 20, na qual, a *massa de RSD* foi usada em t, *%FSRSD* representa o percentual da FSRSD em relação ao RSD, determinado na etapa de composição gravimétrica, e *IPcs*, o Índice de Participação da coleta seletiva, determinado em 4.3.1. O *IPcs* foi de 100% no cenário potencial, já no cenário hipotético foi igual ao obtido na presente pesquisa.

$$\text{Massa de FSRSD} = \text{Massa de RSD} * \%FSRSD * IPcs \quad (\text{Eq. 20})$$

A geração de RSD por tipo de material seco (*Massa de x*) foi calculado por meio da Equação 21. Na qual *x* é o tipo de material seco, conforme a composição gravimetria, a *massa de x* e a *massa de FSRSD* foram obtidas em t.

$$\text{Massa de } x = \text{Massa da FSRSD} * \% \text{ material } x \quad (\text{Eq. 21})$$

4.5.1.2 Receita da venda dos resíduos comercializáveis

A estimativa dos benefícios econômicos com venda do material foi determinada pela Equação 22, na qual a *valorização de x*, representa o valor monetário, em reais (R\$), com a comercialização do material; a *massa de x*, os resíduos gerados por tipo de material em kg; e *preço do material x*, o valor de venda do material em R\$.

$$\text{Valorização de } x = \text{Massa de } x * \text{preço do material } x \quad (\text{Eq. 22})$$

Foram utilizados os valores (setembro/2021) fornecidos pela associação responsável pela coleta do material seco reciclável (Tabela 36).

Tabela 36 – Valor dos RSD comercializados pela associação (Setembro/2021)

Material	Valor R\$/kg
Plástico filme	1,05
Papel	0,225
Vidro	0,1
Plástico rígido (exceto PET)	2
Papelão	0,9
Metais ferrosos	0,8
Embalagem longa-vida	0,2
PET	2,4
Alumínio	5,5

Fonte: Autora (2022) com base nos valores fornecidos pela associação

4.5.1.3 Energia evitada devido à reciclagem

Nesta etapa foi estimada a quantidade de energia evitada devido a reciclagem dos materiais. Para isso foi utilizada a metodologia presente em Ayodele et al. (2018). Dessa forma, a quantidade de energia ($E_{(x)reciclada}$) ao usar matéria reciclável, em toneladas de óleo equivalente (toe) foi determinada pela Equação 23, na qual x , representa o tipo de material, $f_{(x)reciclado}$ é o fator de reciclagem de energia por tipo de material ($GJ.t^{-1}$), *Massa de x* é a massa em toneladas por tipo de material e $R_{(x)eff}$ é a eficiência de reciclagem.

$$E_{(x)reciclada} = \frac{f_{(x)reciclado} * Massa\ de\ x * R_{(x)eff}}{41,868} \quad \text{Eq. (23)}$$

Já a quantidade de energia ($E_{(x)virgem}$) gasta para a produção da mesma quantidade do produto usando matérias-primas virgens foi calculada pela Equação 24, na qual, $f_{(x)virgem}$ é o fator de energia ($GJ.t^{-1}$) para produção de material a partir de material virgem e *Massa de x* é a massa em toneladas por tipo de material.

$$E_{(x)virgem} = \frac{f_{(x)virgem} * Massa\ de\ x}{41,868} \quad \text{Eq. (24)}$$

A energia total economizada ($E_{economizada}$), em tep, foi calculada pela diferença entre a energia gasta para a produção a partir de matéria-prima virgem ($E_{(x)virgem}$) e com material reciclável ($E_{(x)reciclagem}$), como pode ser visualizado na Equação 25.

$$E_{economizada} = \sum E_{(x) \text{ virgem}} - E_{(x) \text{ reciclagem}} \quad \text{Eq. (25)}$$

O percentual de energia economizada no processo de reciclagem foi determinado pela Equação 26.

$$\%E_{economizada} = \frac{E_{economizada}}{E_{virgem}} * 100 \quad \text{Eq. (26)}$$

Os parâmetros utilizados na determinação da energia economizada para cada material são apresentados na Tabela 37.

Tabela 37 - Parâmetros para calcular a energia economizada devido à reciclagem.

Material	Reciclagem ($f_{\text{reciclado}}$)	Virgem (f_{virgem})	Eficiência da reciclagem (Reff)
Papel misturado	26,21	36,85	89%
Plástico alta e baixa densidade	19,94	79,76	75%
PET	46,07	107,2	76%
Média plástico	33,05	93,48	75%
Alumínio	11,7	140	84%
Metais ferrosos	9,4	25,2	91%
Vidro	9,23	14,1	100%
Fonte	Diaz e Warith (2006) Hanandeh e El-Zein (2010)	Diaz e Warith (2006) Hanandeh e El-Zein (2010)	Giugliano et al. (2011)

4.5.1.4 GEE evitados

A determinação da quantidade de GEE evitados devido a reciclagem dos materiais foi realizada conforme Ayodele et al. (2018).

A quantidade de emissão de GEEs ($\text{CO}_{2\text{eq}}$) produzida a partir da reciclagem ($GEE_{\text{reciclado}}$) foi calculada pela Equação 27, na qual j representa o CO_2 ou CH_4 , $E_{F(R)}$ é o fator de emissão de reciclagem, $\text{Massa de } x$ é a massa por tipo de material (t) e GWP_j é o potencial de aquecimento global do gás GEE em um horizonte de tempo de 100 anos.

$$GEE_{\text{reciclado}} = \sum E_{F(R)j} * \text{Massa de } x * GWP_j \quad \text{Eq. (27)}$$

As emissões $\text{CO}_{2\text{eq}}$ emitido pela produção de material virgem (GEE_{virgem}) foi determinado pela Equação 28, na qual $E_{F(V)}$ é o fator de emissão para a produção de material a partir de matéria-prima virgem, $\text{Massa de } x$ é a massa por tipo de material, em toneladas,

e GWP é o potencial de aquecimento global de cada gás em um horizonte de tempo de 100 anos.

$$GEE_{virgem} = \sum E_{F(V)j} * Massa\ de\ x * GWP_j \quad \text{Eq. (28)}$$

O quantitativo dos GEE economizados (CO_{2eq}) ($GEE_{economizado}$) foi calculado pela diferença entre os GEE emitidos na produção de matéria-prima virgem (GEE_{virgem}) e reciclado ($GEE_{reciclado}$) (Equação 29).

$$GEE_{economizado} = GEE_{virgem} - GEE_{reciclado} \quad \text{Eq. (29)}$$

A porcentagem de GEE economizado com a reciclagem dos materiais foi determinado pela Equação 30.

$$\%GEE_{economizado} = \frac{GEE_{economizado}}{GEE_{virgem}} * 100 \quad \text{Eq. (30)}$$

Os parâmetros usados na estimativa dos GEE evitados é apresentado na Tabela 38.

Tabela 38 - Parâmetros para calcular a economia de emissões de GEE devido à reciclagem

GEE (j) (kg/t)		CO ₂	CH ₄
GWP kgCO ₂ eq		1	25
Papel misturado	Ef (v)	1304	0,02
	Ef (R)	-1300	0,01
Plástico	Plástico alta e baixa densidade	Ef (v)	2400
		Ef (R)	163
	PET	Ef (v)	2363
		Ef (R)	163
	Média	Ef (v)	2381,5
		Ef (R)	163
Metais	Alumínio	Ef (v)	5126
		Ef (R)	518
	Metais ferrosos	Ef (v)	1820
		Ef (R)	595
Vidro	Ef (v)	632	1,11
	Ef (R)	278	0,83

Fonte: Diaz e Warith (2006); Hanandeh e El-Zein (2010)

4.5.2 Estimativas para FORSD

4.5.2.1 Massa da FORSD

A determinação da *Massa da FORSD*, em t, foi calculada por meio da multiplicação da *Massa do RSD*, em t, pelo percentual da FORSD em relação ao RSD (*%FORSD*), determinado na etapa de composição gravimétrica, e pelo percentual de impurezas presentes em uma coleta hipotética dessa fração. Para isso foi utilizada a Equação 31. No cenário potencial, o percentual de impurezas foi de 0%.

$$\text{Massa da FORSD} = \text{Massa de RSD} * \%FORSD(100 - \%impurezas) \quad \text{Eq. (31)}$$

O valor hipotético do percentual de impurezas utilizado representa a média de valores observado na literatura (Tabela 39).

Tabela 39 – Percentual de impurezas da FORSD utilizada na pesquisa

Localidade	Impurezas (%)	Fonte
Espanha	22	Alvarez et al. (2008),
Suécia	16	Boonrod et al. (2015)
Espanha	20	Gallardo et al. (2021)
Média utilizada	19	-

4.5.2.2 Geração de CH₄

Para estimativa da geração de CH₄ foi utilizado o valor teórico do BMP de resíduos semelhantes ao FORSD observado na literatura (Tabela 40).

Tabela 40 – Valor teórico do BMP utilizado nas estimativas

Resíduo	Localidade	BMP (NL CH ₄ .kg ⁻¹ SV)	Observações	Fonte
Resíduos orgânicos alimentares	Província ocidental da Colômbia do Valle del Cauca	433 - 528	A região tem uma precipitação média anual de 1597 mm (± 224 mm) , podendo aumentar em até 800 mm durante as estações chuvosas, e uma temperatura média de 21,3 °C (± 0,5), características próximas às observadas em João Pessoa	Sandoval-Cobo et al. (2020)
Resíduos orgânicos de restaurantes	Cascavel - PR	311	Resíduos alimentares semelhantes ao observado em residências, tais como cereais, massas, frutos, verduras, embutidos e carnes.	Gueri et al (2018a)
Resíduos orgânicos alimentares	-	495 ± 14 a 644 ± 7,8	Resíduos alimentares observados nas residências: vegetais, frutas, batata, carne, peixe, laticínios, pão seco, arroz cozido e massa cozida	Pangallo et al. (2021)
-	Média	482,2	-	-

Fonte: Autora (2022)

O volume de metano estimado da FORSD (V_{CH_4}), em $m^3.ano^{-1}$, possível de ser gerado com a queima do biogás, resultante de DA, foi calculado (Equação 32) pela multiplicação do valor do BMP, $NL.kg^{-1} SV$, teor de ST e SV, em %, e a *Massa FORSD* (Equação 31), em kg.

$$V_{CH_4} = (Massa\ FORSD * ST * SV * 482,2)/1000 \quad \text{Eq. (32)}$$

A energia elétrica proveniente do aproveitamento do V_{CH_4} foi calculada por meio da Equação 33, conforme apresentado em Carvalho (2021). No qual, E é a energia elétrica possível de ser gerada por meio da DA, em $kWh.ano^{-1}$; V_{CH_4} é o volume CH_4 produzido, em $m^3.ano^{-1}$; PCI é o poder calorífico inferior do gás CH_4 , igual a $8.500\ kcal.(m^3)^{-1}$; e n é a eficiência de conversão elétrica do conjunto motogerador, considerado de 29,47 % de rendimento, determinado pela média aritmética de estudos apresentados na literatura, pelo autor citado.

$$E = V_{CH_4} \times PCI \times n \times \frac{1\ kWh}{860\ kcal} \quad \text{Eq. (33)}$$

5 RESULTADOS

Os resultados obtidos são apresentados em relação: à totalidade dos RSD; à estratégia de redução da geração dos RSD; à FSRSD, separada com a finalidade de ser submetida à reciclagem (segunda estratégia adotada na pesquisa); à FORSD, cujo tratamento poderia ser realizado por meio da DA (terceira estratégia adotada na pesquisa); e aos cenários propostos para os condomínios e os apartamentos do município de João Pessoa.

5.1 RSD

5.1.1 Taxa de geração

As taxas médias de geração *per capita* de RSD dos condomínios e seus respectivos intervalos de confiança de 95% para os períodos I, II e III são apresentadas na Tabela 41. A taxa variou de 0,508 a 0,541 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ no período I, de 0,485 a 0,528 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ no período II e de 0,396 a 0,532 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ no período III.

Tabela 41 – Valores da taxa de geração dos RSD dos condomínios A, B, C e D nos períodos I, II e III em kg.hab⁻¹.dia⁻¹

Período	Taxa de RSD (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Condomínio				
		A	B	C	D	Média
I	Média	0,508	0,528	0,541	-	0,526
	Intervalo 95% de confiança	0,489 - 0,527	0,489 - 0,567	0,508 - 0,574	-	-
II	Média	0,485	0,528	0,460	0,490	0,491
	Intervalo 95% de confiança	0,464 - 0,506	0,488 - 0,568	0,431 - 0,489	0,461 - 0,519	-
III	Média	0,517	0,532	0,434	0,396	0,470
	Intervalo 95% de confiança	0,475 - 0,559	0,490 - 0,574	0,404 - 0,464	0,365 - 0,427	-

Fonte: Autora (2022)

Os valores obtidos encontraram-se dentro do intervalo observado na literatura (Tabela 5). Observa-se que o valor da taxa encontrada para os condomínios está próximo a de outras cidades do Nordeste, como a da capital de Alagoas, Maceió. Por outro lado, é inferior à taxa da capital do Paraná, Curitiba, bem como de outras cidades no Centro-Oeste, Sul e Sudeste do Brasil (Tabela 5).

Percebe-se também que a taxa média *per capita*, para a totalidade dos condomínios da amostra, variou entre os períodos analisados, o que pode indicar que a dinâmica da sociedade ao longo do tempo influencia na geração dos resíduos.

Ao comparar com a taxa de RSU (com exceção dos resíduos de limpeza urbana) apresentada por Medeiros et al. (2015) para o município de João Pessoa (Tabela 3), estima-se que a participação do RSD nesse resíduo representou 65%, 61% e 58%, para os períodos I, II e III, respectivamente. Esse fato demonstra a predominância dos resíduos exclusivamente domiciliares nos resíduos produzidos no município, ou seja, os resíduos provenientes dos domicílios representam a maioria dos resíduos quando comparados a outros coletados pela prefeitura, como os comerciais. Considerando ainda que os resíduos em João Pessoa são compostos predominantemente pelos resíduos domiciliares e comerciais (Figura 18), pode-se inferir que os RSD representam uma importante fração dos resíduos gerados no município.

A determinação da taxa de geração do RSD é uma etapa fundamental na gestão desses resíduos, visto que é possível estimar a quantidade de resíduos gerados com base no contingente populacional de determinada localidade. O valor da taxa obtida na presente pesquisa para condomínios residenciais pode ser utilizado em condomínios com padrões socioeconômicos semelhantes, reduzindo os esforços humanos na pesagem contínua dos resíduos por período de tempo considerável necessário para a determinação da taxa mencionada. Na pesquisa, a geração dos resíduos foi acompanhada durante todos os dias da semana, incluindo, assim, a variação semanal na geração dos resíduos, e para o período I e II, que representa a geração de RSD em condomínios sem as interferências de medidas de minimização, a pesagem também incluiu todas as semanas de no mínimo dois meses, contemplando as diferenças na produção de resíduos ao longo do mês. Dessa forma, os valores obtidos representam um dado consistente, capaz de representar a realidade de geração do RSD desses condomínios.

5.1.2 Composição gravimétrica

A maioria dos resíduos é composto por matéria orgânica, média de 59%, cerca de 21% representa o material seco reciclável e aproximadamente 20% é rejeito, média para os quatros condomínios da pesquisa (Tabela 42). Logo, uma média de 80%, somatório da

FSRSD e FORSD, do resíduo gerado nos condomínios pode ser reaproveitado e não ser enviado ao aterro sanitário.

Tabela 42 – Composição dos RSD – FSRSD, FORSD e rejeito (2020)

RSD	A (%)	B (%)	C (%)	D (%)	Média
FSRSD	22	16	15	27	21
FORSD	66	57	60	58	59
Rejeito	12	27	25	15	20
Total aproveitável	88	73	75	85	80

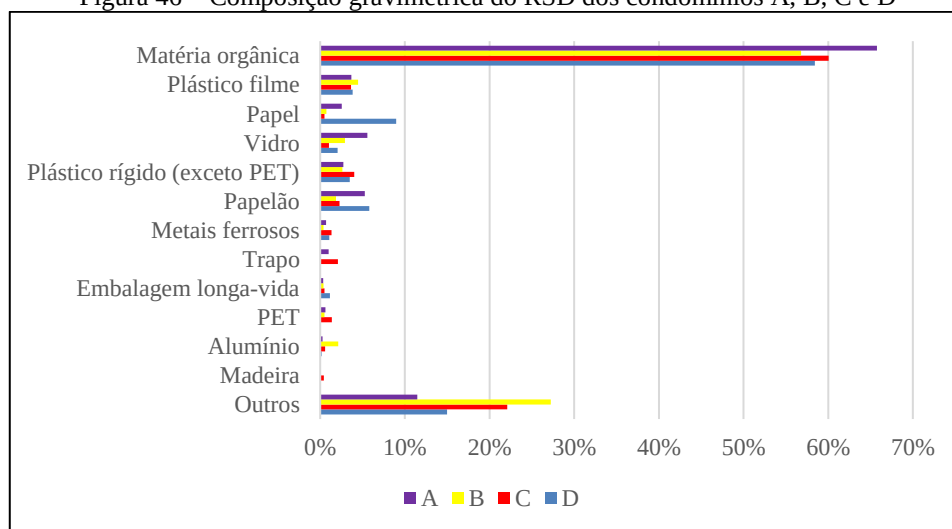
Fonte: Autora (2022)

Os resultados são semelhantes à composição do RSD para o bairro onde se localizam os condomínios (Figura 24).

Luna et al. (2010) e Feitosa et al. (2018), encontraram percentuais de material seco reciclável de 19,1% e média de 17,02%, respectivamente, em condomínios, valores semelhantes ao encontrado no presente trabalho. Outros estudos para os RSD reportaram percentuais superiores, como 28,31% (VILLALBA et al., 2020) e 39,6% (SOUZA; ARAÚJO, 2014).

Na Figura 46 é possível visualizar a distribuição da composição gravimétrica dos RSD nos condomínios A, B, C e D por tipo de material.

Figura 46 – Composição gravimétrica do RSD dos condomínios A, B, C e D

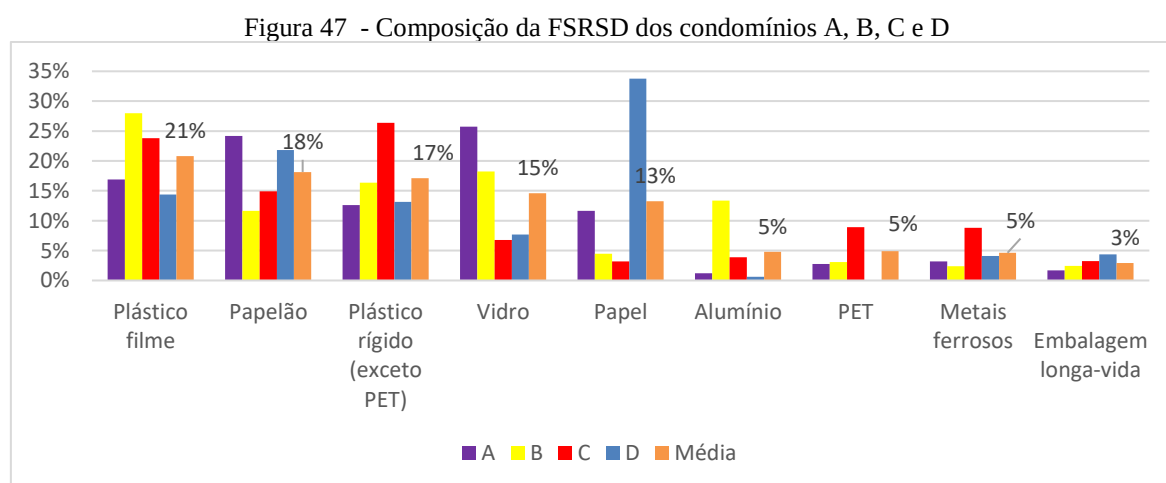


Fonte: Autora (2022)

Quando comparado com a composição gravimétrica do RSU (com exceção dos resíduos de limpeza) do município de João Pessoa (Figura 20), observa-se que os RSD apresentam um percentual maior de matéria orgânica, bem como uma menor quantidade de rejeito, o que possibilita ainda mais o seu aproveitamento.

Já a comparação com o período I (Tabela 27), para os condomínios A, B e C, indicou uma pequena variação na composição. Nos condomínios A e C, o percentual de itens recicláveis, permaneceu praticamente constante, já no condomínio B houve uma redução, e em todos eles foram observados uma alteração da predominância do tipo de resíduo potencialmente reciclável. Juntamente com as mudanças na fração orgânica, que aumentou no condomínio A e diminuiu nos condomínios B e C, o percentual total do RSD que poderia ser aproveitado, apresentou comportamento semelhante, passando de 82 para 88% em A e diminuindo de 93 para 73% e de 81 para 75%, em B e C, respectivamente. Assim, semelhante ao observado com a taxa de geração, a composição gravimétrica do RSD também variou ao longo do tempo.

A Figura 47 apresenta a composição de todos os materiais presentes da fração seca dos RSD dos condomínios A, B, C e D, assim como a média entre eles. Dentre os resíduos secos recicláveis, o plástico aparece como o principal material, cerca de 21%, e é composto pelos plásticos filmes e 17% pelos plásticos rígidos (exceto PET). Outro material de destaque é o papelão (18%) e o vidro (15%). Em outros estudos realizados em condomínios residenciais, também foi observado a predominância do plástico, papel e papelão (BASSANI, 2011, FEITOSA et al., 2018, BRINGHENTI et al., 2019). Observa-se que a composição média da FSRSD apresenta maioria de materiais com valor de venda mais elevado (Tabela 36), tornando a reciclagem mais atrativa.



Fonte: Autora (2022)

A composição gravimétrica do RSD determinada sugere que esses resíduos apresentam grande percentual aproveitável, tanto da FORSD quanto da FSRSD, bem como que há a participação de resíduos secos recicláveis com elevado potencial de

comercialização. Observa-se também que a composição pode variar ao longo do tempo. Nesse sentido, considerando também a elevada participação dos RSD no RSU (seção 4.1.1) e o maior percentual de resíduos passíveis de aproveitamento do RSD quando comparado com o RSU, torna-se compreensível a necessidade de gestão do RSD, que pode reduzir significativamente os impactos relacionados aos resíduos sólidos.

A determinação da composição do RSD é outra etapa importante na gestão dos resíduos, fundamental para definir o tipo de tratamento a ser aplicado para os diferentes tipos de resíduos. A composição identificada também pode ser utilizada em condomínios semelhantes a fim de planejar o gerenciamento desses resíduos, sem a necessidade de realizar a etapa de caracterização, que é trabalhosa, e a depender do tamanho do condomínio, pode onerar a gestão e demandar um maior tempo para realização.

Em João Pessoa, existem informações de composição e geração dos RSU (sem a inclusão do RPU), ou seja, dos RSD e resíduos comerciais, coletado pela prefeitura, contudo, ainda há poucas informações sobre o resíduo exclusivamente domiciliar, que possui um grande potencial de aproveitamento. Assim, as informações primárias determinadas, como a taxa de geração e composição gravimétrica, podem auxiliar no processo de gestão desses resíduos nos condomínios de João Pessoa, bem como de outras localidades com características semelhantes.

5.2 REDUÇÃO NA FONTE DO RSD

5.2.1 *Percepção dos moradores sobre a temática dos resíduos sólidos*

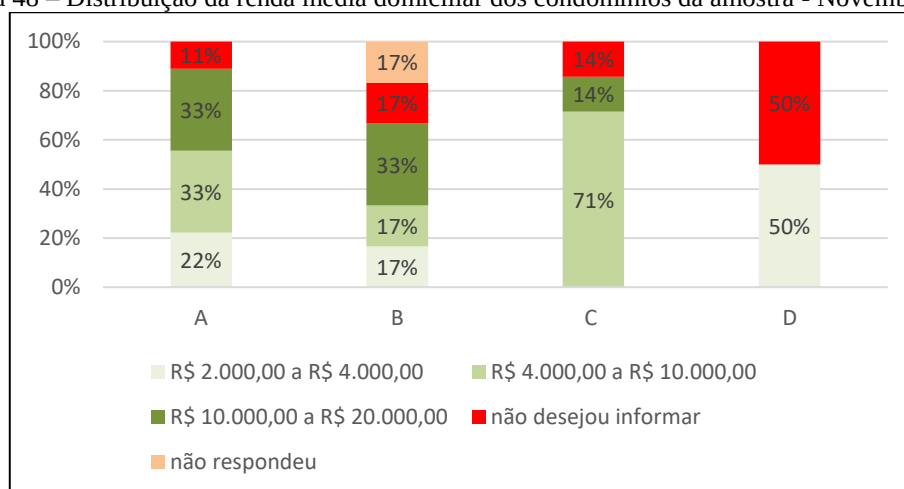
Os percentuais de retornos dos questionários para os condomínios A, B, C e D, calculado com base no número de apartamentos efetivamente ocupados, foram de 10, 55, 30 e 40%, respectivamente. Para fins de comparação, o estudo de Pinto e Mondelli (2017), que distribuiu questionários sobre a temática dos resíduos sólidos em um condomínio residencial, obteve uma taxa de resposta de 15% do total de apartamentos, abrangendo, no entanto, uma quantidade maior que apartamentos.

Para conhecer o quão efetivas serão as medidas de minimização, assim como a implantação da coleta seletiva é importante conhecer o perfil da população envolvida, bem como sua vontade em participar de um sistema de gestão. Yuan (2012) destaca, contudo, que

no campo da gestão dos resíduos, os aspectos econômicos e ambientais, são considerados de maior importância, que incentiva positivamente na participação dos indivíduos.

De acordo com as informações obtidas no questionário, a maioria dos moradores nos condomínios A, B e C possuem renda domiciliar mensal entre 4 e 20 mil reais (novembro/2019). Como pode ser visualizado na Figura 48, a distribuição percentual varia entre eles. Os condomínios A e B possuem uma maior quantidade de domicílios com renda entre R\$ 10.000 e 20.000, enquanto que em C a maioria da renda domiciliar observada está entre R\$ 4.000 e 10.000. O condomínio D, apresentou renda entre R\$ 2.000 e 4.000.

Figura 48 – Distribuição da renda média domiciliar dos condomínios da amostra - Novembro/2019



Fonte: Autora (2022)

No entanto, em relação a renda domiciliar e *per capita*, o condomínio B possui os maiores valores, tal como pode ser visualizado na Tabela 43. Percebe-se que, apesar de próximas, a classificação quanto a renda domiciliar difere daquela apresentada para o bairro onde se localizam os condomínios (seção 3.1.1). Tal fato é compreensível, uma vez que os dados por bairro representam uma média para o conjunto de domicílios, bem como foram utilizados os dados disponíveis por bairro, de 2010.

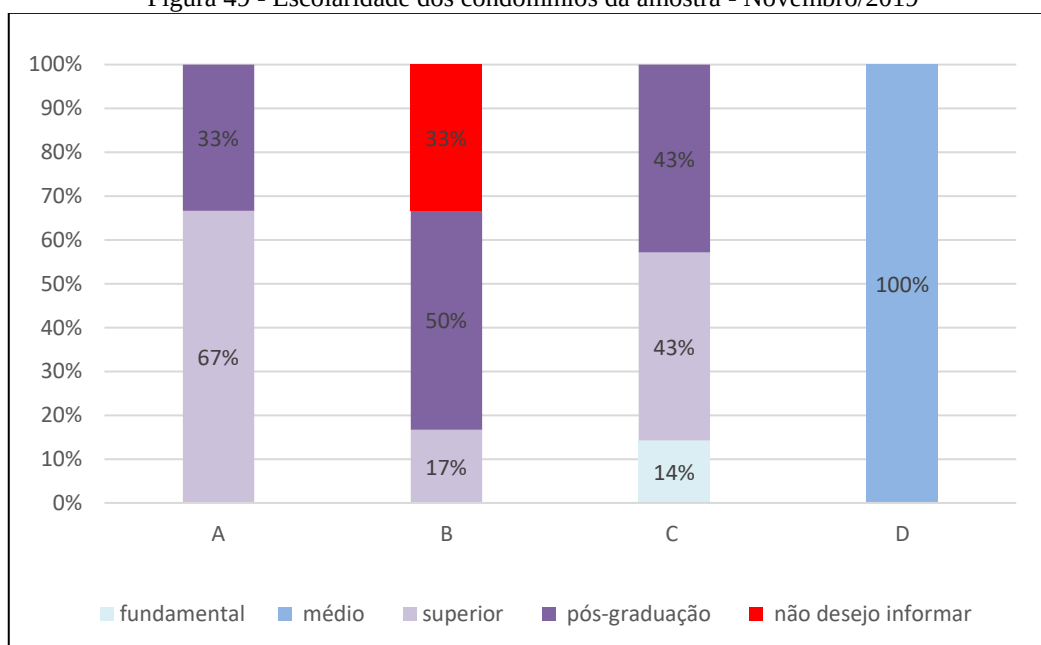
Tabela 43 - Renda média domiciliar e *per capita* dos condomínios da amostra - Novembro/2019

Condomínios	A	B	C	D
Renda domiciliar	R\$ 9.000	R\$ 9.925	R\$ 8.318	R\$ 3.000
Renda <i>per capita</i>	R\$ 3.115	R\$ 3.503	R\$ 3.425	R\$ 750
Classificação conforme a renda domiciliar média ¹	C	B	C	D

¹ Fonte: IBGE (2015) e com base no salário mínimo de 2019

De forma semelhante, os valores percentuais em relação à escolaridade dos moradores variaram entre os condomínios. Para os condomínios A, B e C, 100%, 67% e 86% dos moradores, respectivamente, afirmaram possuir ensino superior ou pós-graduação, enquanto que 100% dos respondentes do condomínio D possuem nível médio (Figura 49). O nível de educação está positivamente relacionado com o bem-estar social e ambiental (ESCARIO et al., 2020). Em geral, espera-se que quanto maior a escolaridade, maior seja o acesso a informação e consequentemente maior suscetibilidade de aderir às medidas relacionadas à gestão dos resíduos, devido a importância dessas ações no meio ambiente, econômico e social.

Figura 49 - Escolaridade dos condomínios da amostra - Novembro/2019

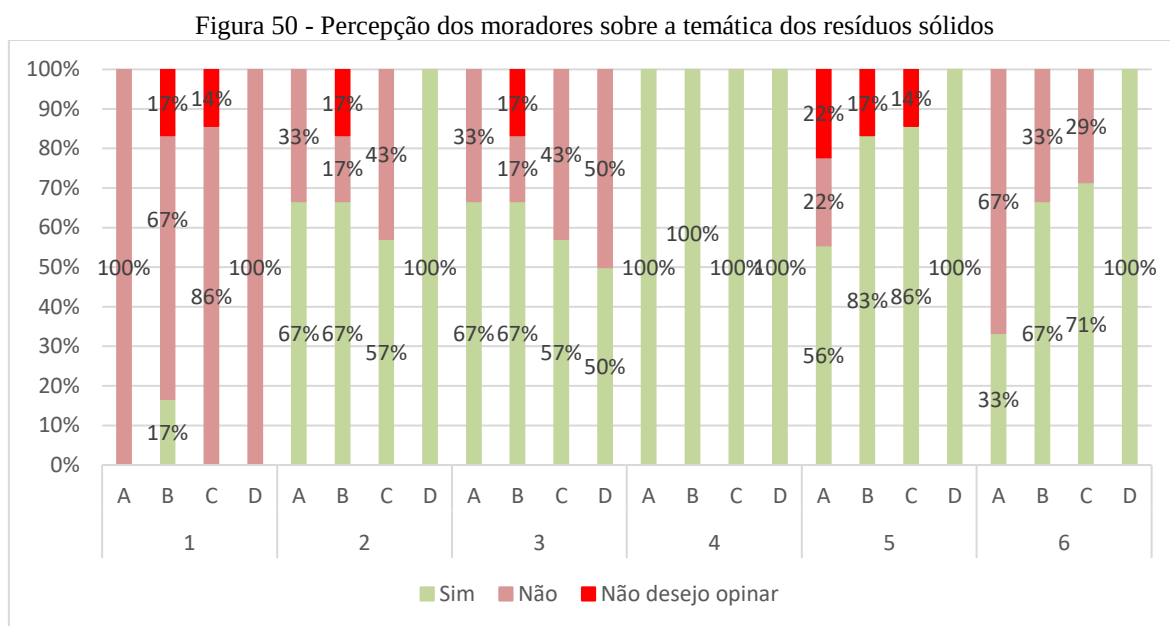


Fonte: Autora (2022)

Nas Figura 50 e Figura 51 são apresentados os resultados das perguntas contidas nos questionários aplicados à população dos condomínios.

Como pode ser visualizado na Figura 50, a maioria dos moradores (88%) afirmou não conhecer a quantidade de resíduos gerada no seu condomínio, contudo, afirmou conhecer a geração específica dos resíduos recicláveis (73%) e dos que podem ser transformados em biofertilizante (compostagem) e/ou biogás (biometanização) (60%). Todos os moradores que responderam ao questionário concordaram que a redução da geração de resíduos sólidos é uma importante medida para a manutenção de um meio ambiente equilibrado. Isso mostra que esses moradores respondentes estão sensíveis a uma

das questões prioritárias da PNRS, que estabelece a redução da geração como a primeira ação da hierarquia da gestão dos resíduos sólidos. Foi observado também, que a maioria afirma ter o conhecimento que os resíduos sólidos têm relação com a geração de GEE (81%), bem como que a compostagem de resíduos sólidos orgânicos pode ser realizada adequadamente em domicílios (68%).



1 - Conhecimento da quantidade diária de resíduos sólidos gerada por cada pessoa de seu condomínio; 2 - Conhecimento da quantidade dos resíduos recicláveis do seu condomínio; 3 - Conhecimento da quantidade de resíduos do seu condomínio poderiam ser transformados em fertilizante (compostagem) ou ainda em biogás (biometanização); 4 - Concordância de que a redução da geração de resíduos sólidos é uma importante medida para a manutenção de um meio ambiente equilibrado; 5 - Opinião se os resíduos sólidos têm relação com a geração de gases do efeito estufa; 6- Conhecimento de que a compostagem de resíduos sólidos orgânicos pode ser realizada adequadamente em domicílios.

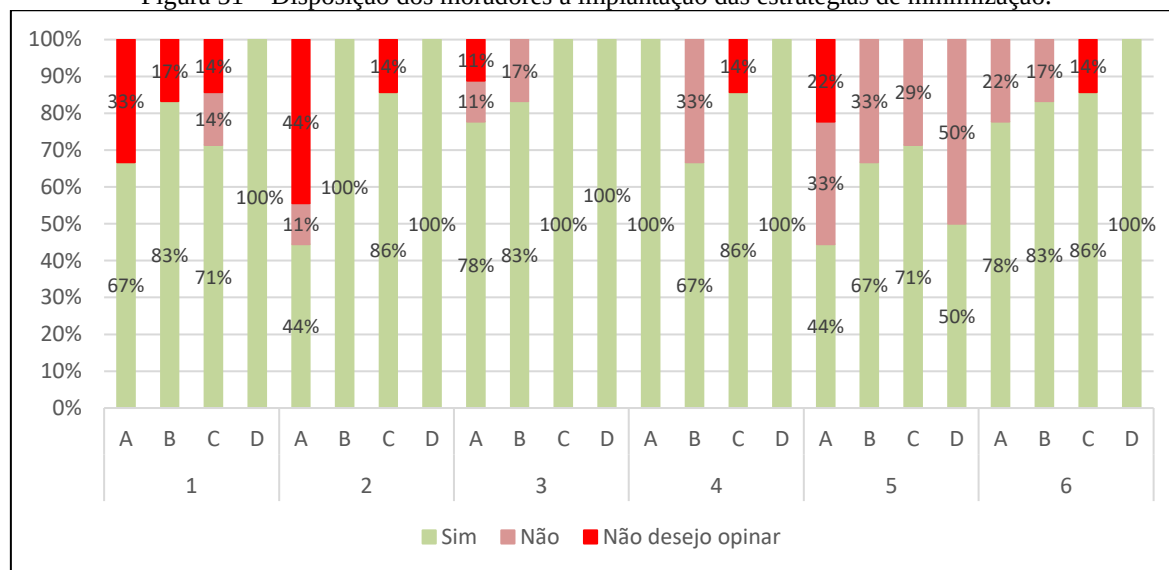
Fonte: Autora (2022)

De acordo com os resultados sobre a disposição dos moradores à implantação das estratégias de minimização (Figura 51), foi observado que 80% (média dos quatro condomínios) dos moradores estão dispostos a adotar medidas de minimização no seu cotidiano, tais como: diminuir o uso de embalagens (80%) e produtos descartáveis (83%); reutilizar itens que permitam tal ação (reutilização de papel, embalagens de vidro, embalagens de plástico, etc) (90%); separar o resíduo seco e úmido da sua residência (88%); e realizar a compostagem caseira da fração orgânica dos RSD (58%).

Observou-se que os moradores estão mais dispostos a realizar a reutilização que a redução dos resíduos, sendo a reutilização uma das medidas mais bem aceitas pelos moradores. Outra medida com elevada aceitação foi a disposição a realizar a separação dos

resíduos. Segundo Escario et al. (2020) o número de pessoas que costuma comprar produtos com embalagens mínimas, medida relacionada à redução dos resíduos, ou com embalagens reutilizáveis, medida relacionada ao reaproveitamento, é inferior ao número de pessoas que costumam reciclar. Foi identificado também que os moradores se mostraram mais propícios a realizar a separação dos resíduos do que tratar parte desses resíduos em suas residências, por meio da compostagem caseira, que obteve o menor percentual de aceitação.

Figura 51 – Disposição dos moradores à implantação das estratégias de minimização.



1-Disposição a diminuir o uso de embalagens que podem ser evitadas; 2-Disposição a diminuir o uso de produtos descartáveis que podem ser evitadas; 3- Disposição a reutilizar item que permitam tal ação (reutilização de papel, embalagens de vidro, embalagens de plástico, etc); 4-Disposição a separar o resíduo seco do úmido da sua residência; 5-Disposição a realizar a compostagem caseira do resíduo úmido da sua residência; 6- Disposição a receber mais informações em seu condomínio, em forma de curta palestra, sobre a diminuição dos impactos gerados pelo descarte e/ou disposição inadequada

Fonte: Autora (2022)

De acordo com Godoy (2013) a participação da população no processo da gestão dos resíduos sólidos é importante para se obter resultados satisfatórios. Além disso, essa participação está prevista na PNRS (BRASIL, 2010a), por meio da responsabilidade compartilhada dos resíduos sólidos, que envolve diversos atores, inclusive os geradores de pequeno porte. Conforme Cetrulo et al. (2018) a ausência de participação da população tem impactos negativos na taxa de geração de resíduos, bem como na destinação final dos mesmos.

Um aspecto positivo observado foi que a maioria dos moradores (87%, média dos quatro condomínios) mostrou-se disposta a receber mais informações em seu condomínio, em forma de curta palestra, sobre a diminuição dos impactos gerados pelo descarte e/ou

disposição inadequada e materiais destinados a coleta seletiva (questão 6), fundamental para a participação da população no processo de gestão.

O elevado percentual de disposição de adotar as medidas de minimização está possivelmente relacionado ao grau de conscientização dos moradores, uma vez que 74% (média dos quatro condomínios) afirmaram ter conhecimentos de diversos aspectos concernentes a esse resíduo (Figura 50). No entanto, o baixo percentual de retorno dos questionários pode refletir a falta de interesse dos demais moradores sobre a temática.

Os baixos percentuais de retorno podem indicar que a população em geral necessita ainda de campanhas de conscientização quanto à temática dos resíduos sólidos. De fato, conforme Bernad-Beltrán et al. (2014) a existência de campanhas de conscientização pode aumentar a participação da população na coleta seletiva dos resíduos, uma vez que, a disseminação das informações pode convencer a mudança de comportamento em prol de um objetivo específico.

Com base nas respostas obtidas no questionário, observa-se que os condomínios A, B e C possuem níveis de renda e escolaridade mais elevados que o condomínio D, no entanto, todos os condomínios mostraram-se conscientes sobre a temática dos resíduos sólidos, bem como dispostos a implementar medidas de minimização no seu cotidiano, especialmente aquelas relacionadas a reutilização e separação dos resíduos.

5.2.2 *Sensibilização dos moradores*

A palestra foi realizada nos condomínios C e D. Em C contou com a participação de 15% do total de moradores. Apesar do baixo percentual, esses representaram 33% dos apartamentos. A fim de aumentar o alcance das informações a mesma foi disponibilizada digitalmente para todos os moradores do condomínio, posteriormente. No condomínio D 70% dos moradores assistiram a palestra, que correspondeu a 60% dos apartamentos. Os moradores também podem ter sido sensibilizados pela presença da pesquisadora no condomínio para a pesagem dos resíduos separados para a coleta seletiva, o que permitia conversa informais sobre o assunto com os moradores.

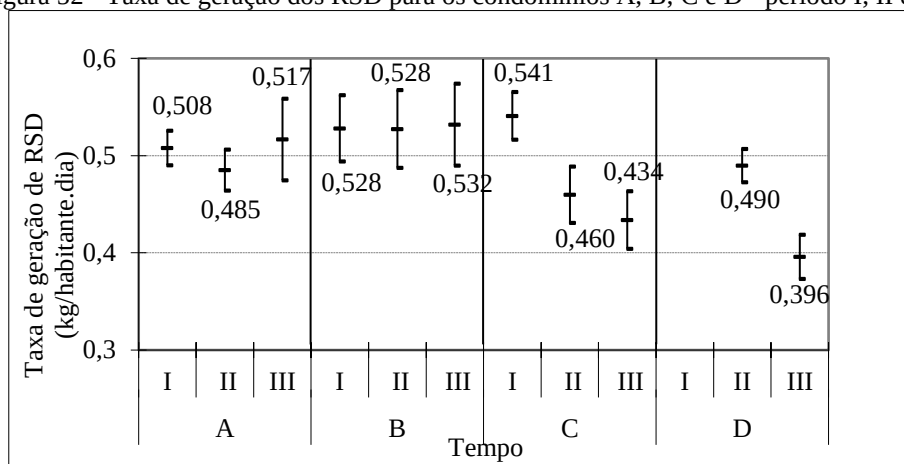
No Apêndice C é possível visualizar alguns dos informativos distribuídos durante a etapa de sensibilização no condomínio C.

Como parte da sensibilização no condomínio C, os moradores foram orientados sobre medidas que contribuem para a minimização dos resíduos. Na seção 5.2.4 são apresentados as discussões sobre as medidas de minimização propostas.

5.2.3 Análise da redução da taxa de geração dos RSD

Na Figura 52 pode ser visualizado um comparativo da média das taxas de RSD nos condomínios A, B, C e D nos períodos I, II e III. Optou-se por analisar a taxa de geração do RSD a fim de eliminar a dinâmica populacional na análise durante os períodos estudados. A comparação das taxas de RSD entre os períodos I e II, revelou, como pode ser visualizado na Figura 52, que não existem diferenças significativas, ao nível de 5%, entre as taxas de geração dos condomínios A e B. Por outro lado, foi observado uma diferença significativa (ao nível de 5%) entre a taxa dos dois períodos para o condomínio C, que reduziu 15%, passando 0,541 para 0,460 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Vale ressaltar que entre os períodos I e II, foi promulgada a PNRS, em 2010, que prevê a redução da geração de resíduos como uma prioridade na gestão. Desse modo, pode-se afirmar que os efeitos potenciais da PNRS na redução dos RSD ainda não são completamente expressivos para esta população estudada.

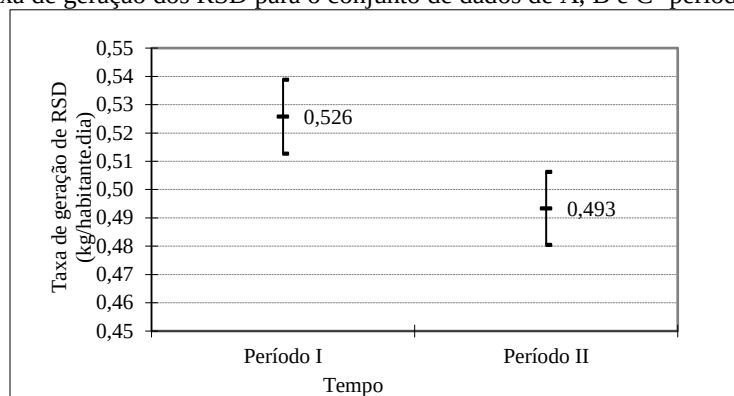
Figura 52 - Taxa de geração dos RSD para os condomínios A, B, C e D - período I, II e III



Fonte: Autora (2022)

Por outro lado, para o conjunto de dados dos condomínios A, B e C, foi observado uma diferença significativa (ao nível de 5%) entre as taxas de RSD do período I e II. Houve uma redução de 6,3%, que passou de 0,526 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ no período I para 0,493 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ no período II (Figura 53). Percebe-se que o limite inferior do período I e superior do período II estão próximos.

Figura 53 - Taxa de geração dos RSD para o conjunto de dados de A, B e C- períodos I e II



Fonte: Autora (2022)

Lavnitcki et al. (2018) afirmam que apesar da PNRS ser um grande marco na gestão dos resíduos sólidos do país, não foram observadas grandes mudanças no comportamento da sociedade relacionado à temática dos resíduos sólidos. Trabalhos que analisaram os avanços da PNRS em seus diversos aspectos indicam que a redução da geração de resíduos a nível nacional não foi influenciada pela PNRS, um dos principais objetivos da política (OKAWARA, 2018; CETRULO ET AL. 2018; DIAS, 2019). Apesar da redução observada para o conjunto dos condomínios ter sido menor que o percentual total para a região nordeste, onde se situam os condomínios da amostra, tal resultado mostra-se coerente.

Segundo Cetrulo et al. (2018) nenhuma melhoria significativa foi observada em relação a geração de resíduos municipais após a implantação da PNRS, além da frequência de coleta de resíduos, índice de recicláveis resíduos recuperados e proporção de aterros sanitários.

Devido às mudanças no grau de industrialização e estilo de vida, de modo geral é observado uma tendência de crescimento na geração de resíduos (TROSCHINETZ; MIHELICIC, 2009). Logo, para se obter uma efetividade na redução da geração dos resíduos, em paralelo a definição dessa medida na legislação, é importante criar instrumentos em diversos setores que auxiliem a atingir esse objetivo, assim como investir em campanhas de sensibilização da população.

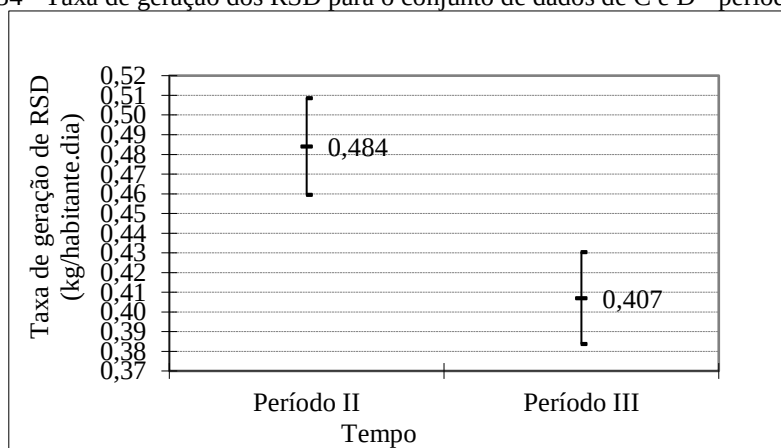
Nesse sentido, visando analisar a influência da sensibilização dos moradores, juntamente com a implantação da coleta seletiva na geração dos resíduos, a comparação entre os períodos II e III foi realizada nos condomínios C e D. Observou-se que houve uma diminuição, estatisticamente significativa ao nível de 5%, no valor médio da taxa de geração do condomínio D, reduzindo 19%, que passou de 0,490 para 0,396 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. No

condomínio C, bem como nos condomínios controles (A e B) não houve diferenças significativas entre as taxas de geração.

Apesar do condomínio C realizar a sensibilização dos moradores periodicamente, não foi observado diferenças significativas na taxa de geração RSD. A maior redução ocorrida no condomínio D pode estar associada ao menor número de moradores do prédio, o que facilita no engajamento da população na participação do sistema de gestão proposto. Outra explicação possível consiste no período da coleta seletiva implantada no condomínio C, que coincidiu com o período de pandemia (COVID-19), no qual a maioria das pessoas permaneceu mais tempo em suas residências, favorecendo a geração de resíduos. Tal fato pode ter reduzido a observação dos efeitos da sensibilização na geração dos resíduos, a ponto de não ser estatisticamente significativa. Também foi observado que os moradores do condomínio C, mostraram-se mais suscetíveis a adotar ações voltadas para reutilização do que redução da geração dos resíduos, enquanto que em D os moradores afirmaram a mesma intenção em reciclar e reduzir o RSD gerado (Figura 51).

A análise comparativa dos conjuntos de dados de C e D para os períodos II e III mostrou uma diminuição na taxa de 16%, que reduziu de 0,484 para 0,407 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (Figura 54). Essa análise permitiu a obtenção de resultados mais robustos, visto a quantidade de dados analisados em cada período, podendo-se afirmar que a sensibilização e a coleta seletiva contribuíram para a redução da geração de resíduos.

Figura 54 - Taxa de geração dos RSD para o conjunto de dados de C e D - períodos II e III



Fonte: Autora (2022)

Dessa forma, considerando as taxas de geração de RSD e a população em cada período para o conjunto dos edifícios C e D, estima-se que deixaram de ser produzidas

aproximadamente 3,7 toneladas de resíduos em um ano, nos condomínios mencionados, 25% a menos da massa de RSD produzida no período II.

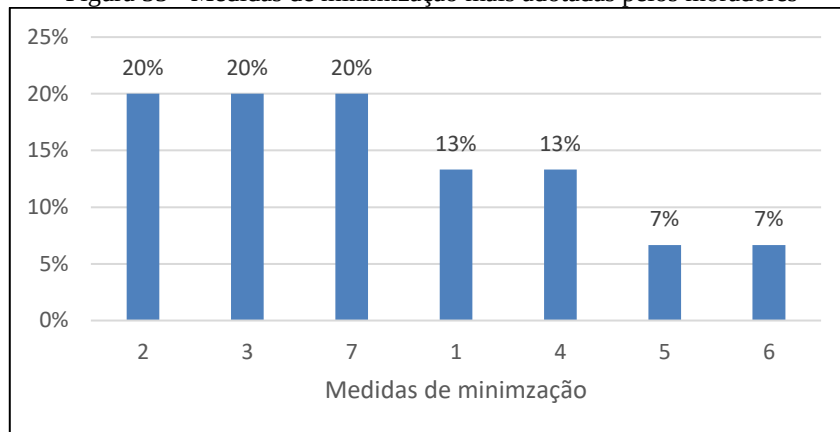
Torres-Pereda et al. (2020) também observaram a redução na geração de resíduos recicláveis e rejeitos, cerca de 60%, após a intervenções de educação ambiental em instituição de ensino superior. Os altos valores obtidos podem estar relacionados ao ambiente acadêmico onde foi realizada a pesquisa, que são mais suscetíveis em adquirir novos conhecimentos. Os autores enfatizam, no entanto, que não foram realizadas as medições da geração de resíduos no grupo controle.

O percentual de redução de RSD obtido com a conscientização dos moradores mostrou que a educação ambiental é uma medida de minimização efetiva, que contribui com a não geração de uma quantidade significativa do RSD e pode ser utilizada como um argumento para implantação da sensibilização em condomínios residenciais. Para envolver uma maior participação dos moradores e, consequentemente, elevar o percentual de RSD não gerado, sugere-se além da sensibilização, a implantação de programas que incentivem e proporcionem soluções para que os moradores possam iniciar as ações de minimização. Atividades como estabelecimento de coleta específica de objetos para doação/venda e oficinas práticas para estimular a reutilização e evitar o desperdício podem contribuir nesse sentido. Para isso é importante a consolidação do sistema de logística reversa, a fim de possibilitar a reinserção dos resíduos no ciclo produtivo, necessitando, consequentemente, da participação de todos os envolvidos, compartilhando a responsabilidade, conforme previsto na PNRS.

5.2.4 Medidas de minimização

A fim de conhecer as medidas de minimização mais utilizadas pelos moradores, adotadas por eles entre os períodos II e III, foi aplicado um questionário sobre a temática no condomínio C (Figura 55). Dos questionários distribuídos por apartamento, 17% responderam. É importante conhecer essas informações para definir quais as medidas de minimização podem ser mais efetivas para a redução dos resíduos e trabalhar em diferentes formas de estratégias para aquelas as quais os moradores pontuaram ter mais dificuldades de implantar.

Figura 55 - Medidas de minimização mais adotadas pelos moradores



1: Não adquirir um novo objeto, a menos que ele seja realmente necessário (priorizar reutilização, troca, planejamento das compras...); 2: Evitar o uso de embalagem (optar por produtos a granel, produtos com refil, sacolas desnecessárias...); 3: Evitar o desperdício (de papel, alimentos...); 4: Usar a criatividade (reutilizar objetos, embalagens, roupas, incluir sementes, cascas, talos e folhas nas receitas...); 5: Dar prioridade aos objetos vida útil prolongada (sacolas retornáveis, evitar descartáveis...); 6: Dar prioridade aos objetos recicláveis/sustentáveis (plásticos biodegradáveis, buchas vegetais...); 7: Doar/vender objetos que não são mais necessários (roupas, sapatos, brinquedos, móveis, eletrônicos...);

Fonte: Autora (2022)

Quanto ao questionamento sobre as medidas de minimização, todos informaram estar adotando, no mínimo, umas das medidas propostas. Foi observado que evitar o uso de embalagens e o desperdício, assim como doar/vender objetos que não são mais necessários foram as ações mais adotadas pelos moradores. Esta última ação também foi observada por Cox et al. (2010). As demais medidas também foram adotadas, contudo, em menores intensidades.

Percebe-se que as principais medidas adotadas estão relacionadas às ações que não necessitam de um maior esforço na mudança de comportamento, estando relacionadas a objetos que não são necessários em seu cotidiano, como a doação/venda de materiais que não são mais utilizados ou o ato de evitar o desperdício e o uso de embalagem, que são ações possíveis de serem colocadas em prática, sem necessariamente afetar a rotina dos moradores. Wilts et al. (2021) destacam que uma forma de potencializar as ações relacionadas à compra e venda de produtos usados é por meio da implantação de incentivos econômicos para o desenvolvimento desse setor.

Por outro lado, medidas que requerem maior envolvimento dos moradores, tais como priorizar a reutilização, ao deixar de adquirir um objeto novo ou usar a criatividade, foram medidas adotadas em menor proporção pelos moradores. Outras medidas menos praticadas pelos moradores são ações como dar prioridade a objetos mais sustentáveis, o que parte de uma mudança de pensamento e comportamento do indivíduo. Giordan e Galli (2014)

destacam a importância dessa mudança de comportamento, essencial para alteração dos valores consumistas, responsáveis pela crescente geração de resíduos.

Os moradores também foram questionados quanto as dificuldades para implantar as medidas disseminadas. Em relação às três medidas de minimização mais adotadas, os moradores que afirmaram não evitar o uso de embalagem alegaram a praticidade que o uso de embalagens recicláveis proporcionam. De fato, as embalagens descartáveis possuem diversas funcionalidades, em especial à proteção dos alimentos. Em alguns casos, contudo, é possível reduzir o uso, priorizando produtos a granel, produtos com refil, evitando o uso de sacolas desnecessárias, dentre outras ações. Já quanto a evitar o desperdício de modo geral, como de papel e alimentos, foi alegada a presença desses itens em grandes quantidades, não sendo necessário economizar. Tal fato, evidencia ainda a necessidade de conscientização sobre as vantagens dessa economia para o meio ambiente. No que concerne à doação e venda de objetos considerados não mais necessários, tais como roupas, sapatos, brinquedos, móveis, eletrônicos, dentre outros, o obstáculo indicado pelos moradores foi a dificuldade de encontrar locais para venda/troca desses objetos. Em João Pessoa, há alguns comércios voltados para revenda de objetos usados, porém, são ainda reduzidos e necessitam uma maior divulgação e incentivos para alcançar um maior público.

Para as demais medidas de minimização, menos adotadas pelos moradores, também foram pontuados os principais entraves. Ao serem questionados sobre não adquirir um novo objeto, a menos que ele seja realmente necessário, dando prioridade à reutilização, troca, planejamento das compras, por exemplo, foi mencionada a dificuldade de mudar os hábitos de consumo. Sobre o uso da criatividade com o objetivo de reutilizar objetos, embalagens, roupas, dentre outros, os moradores indicaram a dificuldade de encontrar novos usos para os objetos, assim como preferir utilizar objetos novos. Os argumentos apontados pelos moradores em relação as essas duas medidas propostas, demonstram a necessidade de uma mudança no comportamento dos indivíduos, estando relacionada a uma mudança cultural, que é um processo mais lento que demanda mais tempo para ter resultados na prática. Todavia, ações voltadas para sensibilização precisam ser contínuas para almejar os resultados desejados.

Quanto a dar prioridade ao uso de produtos sustentáveis, à exemplo dos objetos de vida útil prolongada, tais como sacolas retornáveis e evitar produtos descartáveis, a maioria dos moradores afirmaram não adotar essa medida devido ao maior trabalho ao evitar produtos descartáveis. Outra dificuldade relatada consiste em conseguir colocar essa ação

como prioridade. Já em relação aos objetos recicláveis/sustentáveis, como o uso de plásticos biodegradáveis, buchas vegetais, dentre outros, para os moradores que mencionaram não adotar tal medida o obstáculo mais apontado foi a dificuldade em encontrar objetos recicláveis/sustentáveis e outro ponto refere-se ao preço mais elevado desses objetos quando comparado aos tradicionais. A adoção dessas medidas também está relacionada a uma maior conscientização da população, uma vez que implica, em alguns casos, esforços, tais como dedicar tempo e recursos, para escolha de um produto mais sustentável.

Diante dos resultados obtidos, observa-se que a sensibilização contínua realizada no período de 6 meses no condomínio C não foi suficiente para sensibilizar os moradores sobre as ações que necessitam de mudanças comportamentais e culturais dos indivíduos, que são mais lentas. Outras medidas, contudo, que apesar requererem uma conscientização, são mais possíveis de serem implementadas sem maior alteração do cotidiano da população foram mais adotadas. Este fato já demonstra um ganho positivo da sensibilização realizada, bem como o interesse em contribuir com as ações voltadas para preservação do meio ambiente. Salienta-se que além do tempo e da constância da sensibilização essas medidas de minimização dependem da implementação de políticas públicas que incentivem o consumo sustentável, bem como o uso de produtos que impactem menos o meio ambiente.

5.3 FSRSD

5.3.1 Coleta seletiva

5.3.1.1 Quantidade de material separado – C e D

De acordo com material separado na coleta seletiva foi obtido uma taxa de separação da FSRSD (T_{Xcs}), $kg.hab^{-1}.dia^{-1}$, de 0,09 e 0,06, nos condomínios C e D, respectivamente, com média de 0,07 $kg.hab^{-1}.dia^{-1}$ (Tabela 44). Os valores *per capita* médio da FSRSD foi semelhante ao obtido em Bassani (2011) e Bringhenti et al. (2019), de 0,07 $kg.hab^{-1}.dia^{-1}$ e próximo ao encontrado por Pinto e Mondelli (2017) de 0,088 $kg.hab^{-1}.dia^{-1}$.

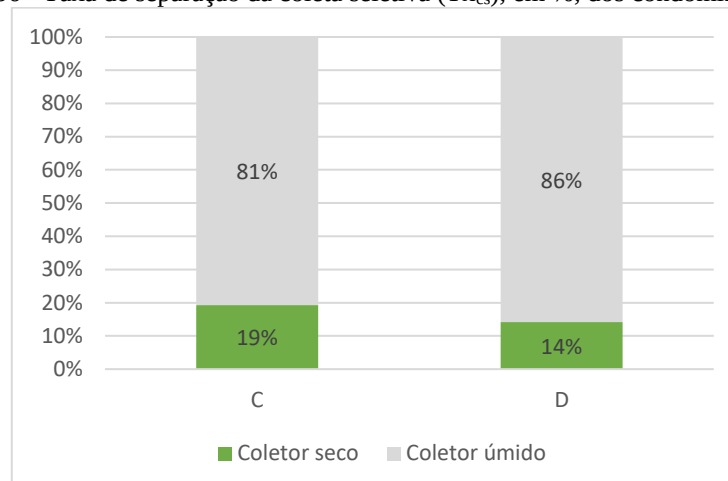
Tabela 44 – Taxa de separação dos RSD pela coleta seletiva

Coletor	$T_{Xcs} (kg.hab^{-1}.dia^{-1})$		
	C	D	Média
Seco	0,09	0,06	0,07
Úmido	0,36	0,34	0,35

Fonte: Autora (2022)

Por meio da coleta seletiva implantada no condomínio C, uma média de 19% dos resíduos foram separados no coletor seco e 81% no coletor úmido. Já no condomínio D a taxa de separação da FSRSD foi inferior, cerca de 14%, e consequentemente a fração úmida foi de 86% (Figura 56). Luna et al. (2010) encontraram percentuais bastantes inferiores, aproximadamente 7,5%, na taxa de separação da fração seca.

Figura 56 - Taxa de separação da coleta seletiva ($T_{x_{cs}}$), em %, dos condomínios C e D



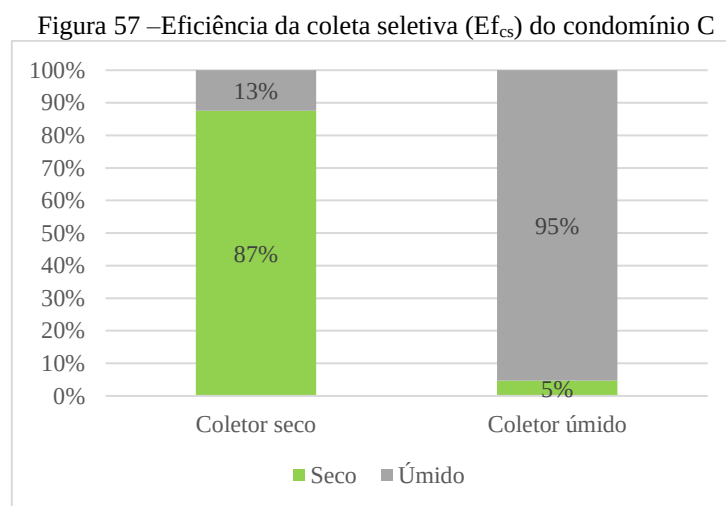
Fonte: Autora (2022)

Observa-se que ocorreu uma maior separação da FSRSD para o condomínio C. De acordo com Dal Piaz e Ferreira (2011), a participação dos moradores na separação dos resíduos cresce com os níveis de renda e escolaridade. Esse fato pode justificar os valores superiores de separação (19%) para o condomínio C, que possui maior renda domiciliar e nível de escolaridade que o condomínio D (14%).

O percentual médio obtido no coletor seco foi superior ao valor determinado na composição gravimétrica para a FSRSD do condomínio C (15%) e inferior para o condomínio D (27%) (ver Tabela 42). A primeira situação sugere que havia outros tipos de resíduos, além do seco potencialmente reciclável que estaria sendo destinados no coletor seco, indicando que boa parte dos moradores estavam participando da separação, porém, ainda haviam dúvidas quanto ao tipo de resíduo a ser destinado em cada coletor. Enquanto que para D, a coleta seletiva não estaria recuperando o fluxo de resíduos potencialmente recicláveis, indicando uma menor participação dos moradores na separação.

5.3.1.2 Desempenho da coleta seletiva - C

Diante do menor percentual da FSRSD obtido na etapa da composição gravimétrica, quando comparado ao obtido na coleta seletiva, foi determinado a eficiência da coleta seletiva (Figura 57) no condomínio C, a fim de mensurar a quantidade de resíduos destinado adequadamente em cada coletor.



Fonte: Autora (2022)

Observou-se que uma média de 13% dos resíduos do coletor seco foram destinados inadequadamente, tais como restos de comida, material higiênico e material de isopor, o que indica a não participação de alguns moradores na coleta seletiva, uma vez que são materiais ususalmente conhecidos por não serem separados com os resíduos secos. Por outro lado, o percentual observado de material destinado inadequadamente no coletor úmido é bastante inferior, apenas 5%. Esse valor inferior pode estar relacionado ao peso específico dos materiais secos recicláveis, que são mais leves que o material úmido.

No estudo realizado por Gallardo et al. (2018), no qual os moradores de Castellon (Espanha) se dirigiam aos coletores espalhados próximos a sua residência para destinar as embalagens leves (plásticos, metais e embalagem cartonada), foram obtidos elevados valores de destinação adequada, de 83,6% e 85,6% em cada período analisado. Quando comparado com a presente pesquisa, percebe-se a elevada eficiência do percentual de 87% obtido, uma vez que no estudo mencionado a população se dirigia voluntariamente aos pontos de coleta, indicando que essas pessoas estavam de fato motivadas a participar da separação, enquanto que no presente estudo todos os moradores tinham que descartar seus resíduos nos coletores dos condomínios, incluindo aqueles que não estavam completamente motivados. Logo,

diante do percentual verificado, indiretamente, pode-se inferir uma elevada participação dos moradores do condomínio C na coleta seletiva.

Com base nos resíduos recuperados pela coleta seletiva, em relação ao total gerado, foi observado IR_{cs} em C de 17%, o que significa que do quantitativo de RSD gerado, esse percentual, teoricamente, não foi encaminhado ao aterro sanitário. Esse valor foi superior ao encontrado por Bassani (2011) e Bringhenti et al. (2019), cujos maiores percentuais foram de 9,7% e 9,9%, respectivamente. De acordo com a classificação da Funasa (2010) esse índice pode ser considerado alto, uma vez que foi superior a 11%.

Para o condomínio D, o IR_{cs} representa a própria Tx_{cs} (%), uma vez que não foi determinado a Ef_{cs} , porque foi considerado que nesse condomínio a separação da FSRSD, por meio da coleta seletiva, estava abaixo do potencialmente estimado na etapa da composição gravimétrica.

Caso todos os resíduos secos recicláveis fossem recuperados (IRp_{cs}), cerca de 21% do RSD do condomínio C não seria encaminhado ao aterro sanitário. O percentual obtido foi superior ao determinado na etapa de caracterização dos RSD (15%), logo, apesar de ter sido identificado destinação inadequada no coletor seco, observou-se que foi menor que o esperado. Foi observado também que uma parte da FSRSD estava sendo destinada, inadequadamente, no coletor úmido. Já para o condomínio D, o IRp_{cs} representa o total da FSRSD estimada na composição gravimétrica do RSD, que foi de 27%.

Verificou-se também que IP_{cs} obtido foi de 82% no condomínio C, ou seja, esse percentual de resíduos, em relação aos potencialmente recicláveis, foi direcionado para a associação de materiais recicláveis por meio da coleta seletiva. O percentual de resíduos recuperado pela coleta seletiva no condomínio D foi de 56,63%. Esses percentuais indicam uma elevada participação da população. Os valores encontrados na literatura variam, ao passo que a participação da população atendida pela coleta seletiva é decisória para atingir bons resultados. Trabalhos realizados em condomínios residenciais verticais apresentaram resultados inferiores, tais como Pinto e Mondelli (2017), de 13,7%, Bassani (2011), entre 19,68% e 27,98%, com média de 19,93% e Bringhenti et al. (2019) que variou de 16,1% a 35,9%, com média de 25,9%.

Era esperada uma maior participação dos moradores do condomínio D, visto que é menor e a comunicação é facilitada. Segundo Bassani (2011) e Bringhenti et al. (2019) a geração de resíduos secos obtidos na coleta seletiva reduz à medida que cresce o número de apartamentos, indicando que condomínios mais populosos têm mais dificuldade em difundir

a coleta seletiva em todos os apartamentos, seja pela maior rotatividade de moradores, que não aderem ou demandam mais tempo para aderir à coleta seletiva, ou seja pela pouca divulgação/campanhas de educação ambiental. Na presente pesquisa, no entanto, esse comportamento não foi observado. Tal fato pode ser explicado pela constância da sensibilização, realizada por meio de informativos a cada 15 dias, durante seis meses consecutivos no condomínio C, que dentre outros objetivos, relembra os resíduos a serem dispostos em cada coletor, assim como os principais resíduos que estavam sendo destinados inadequadamente e informando a adequada destinação. Alguns estudos observaram a importância da sensibilização e conscientização da população nos programas de coleta seletiva (BRINGHENTI, 2004, COSTA et al., 2005; TRONCO, 2005). No trabalho de Rousta et al. (2015) a informação adequada em um sistema disposição dos coletores da coleta seletiva foi capaz de reduzir a destinação incorreta em 70%.

Os resultados para o condomínio C demonstraram que boa parte da população realizou a separação dos resíduos, mas ainda há moradores que não participaram, visto que foi observado materiais usualmente conhecidos, como materiais não recicláveis no coletor seco, tais como resíduos higiênicos e restos de alimentos, assim como aqueles tipicamente reconhecidos por serem reciclados, a exemplo de garrafas PET e outros tipos de plástico no coletor úmido. Contudo, outros materiais também observados podem refletir ainda a falta de conhecimento sobre a destinação em cada coletor, visto que, por exemplo, materiais de isopor, não recebido pela associação responsável pela recepção dos materiais coletados seletivamente, foram destinados no coletor reciclável, mas podem ser considerados recicláveis por algumas pessoas.

Já os resultados do condomínio D, indicaram que os moradores, apesar de mostrarem um engajamento quanto a redução na geração de resíduos, verificada pela diminuição da taxa *per capita* do RSD entre os períodos II e III, tiveram dificuldade em identificar os resíduos secos a serem separados ou decidiram não participar da coleta seletiva.

Na Figura 58 são apresentadas alguns dos resíduos destinados inadequadamente no coletor úmido do condomínio C. Observa-se a presença de diferentes tipos de plásticos dispostos no coletor úmido.

Figura 58 –FSRSD destinada incorretamente no coletor úmido. a) FSRSD e fração úmida do coletor úmido. b) Detalhe da FSRSD do coletor úmido



Fonte: Autora (2022)

A constância das intervenções de educação ambiental foi um fator que atuou positivamente na eficiência da coleta seletiva, uma vez que os moradores do condomínio C, onde a sensibilização foi realizada quinzenalmente, foi observado elevados índices de participação e eficiência da coleta seletiva. Contudo, a constância da sensibilização, não contribuiu demasiadamente na redução da geração de resíduos, uma vez que, ao analisar separadamente a produção de RSD em cada condomínio, apenas no condomínio D apresentou redução da taxa estatisticamente significativa (seção 5.2.3). A eficácia de uma intervenção de educação ambiental depende tanto das informações apresentadas, como da população alvo. Ações de sensibilização visando a participação na coleta seletiva necessita ser realizada com frequência, visto a variedade de materiais a serem destinados em cada coletor. As ações voltadas para a redução dos resíduos, depende mais da vontade da população em mudar seus estilos de vida. Possivelmente populações com menor renda podem ser atraídas em adotar tais medidas uma vez que abrange ações como reutilização e racionalização do desperdício, que pode representar redução de custos.

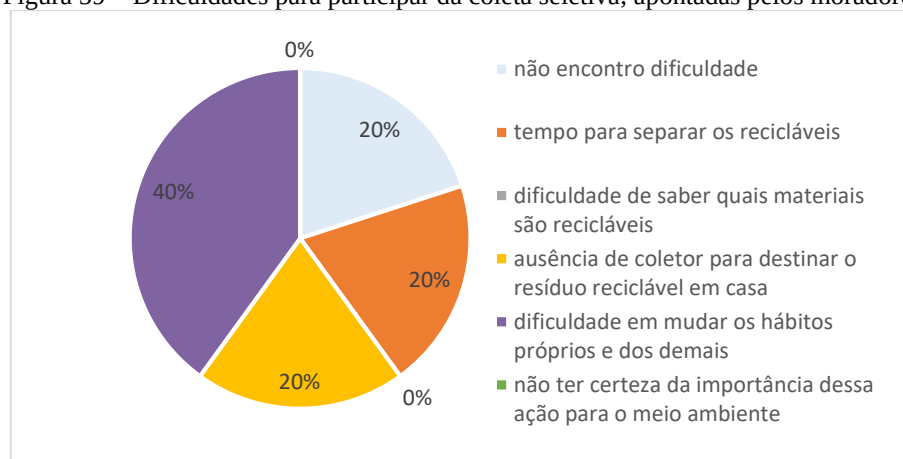
O conhecimento de diversos aspectos relacionados a coleta seletiva da FSRSD exerce um papel importante na gestão dos resíduos. A determinação de indicadores da coleta seletiva, permite não só analisar a eficiência dessa coleta como também pode servir de parâmetro para a implementação desse tipo de coleta em outros condomínios residenciais. A taxa de separação média da FSRSD e a eficiência de separação do coletor seco, por exemplo, obtida na presente pesquisa de $0,07 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e 87%, respectivamente, podem ser utilizadas em outros condomínios a fim de estimar a massa da FSRSD separada na prática na coleta seletiva, podendo atingir valores maiores ao atingir a maturação da coleta, na qual os moradores estão habituados e envolvidos com essa prática.

Mesmo que tais parâmetros possam variar conforme o envolvimento inicial dos moradores, os valores obtidos podem auxiliar na implementação, caso sejam estabelecidas medidas semelhantes, tais como a realização da palestra de sensibilização e continuidade da sensibilização. Pode-se ainda utilizar os valores específicos da taxa de separação da FSRSD do condomínio C, de 0,09 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, e do condomínio D, de 0,06 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, que possuem níveis socioeconômicos diferentes, com renda média *per capita* de R\$ 3.425 e R\$ 750, respectivamente. Dessa forma, as influências dos aspectos socioeconômicos podem ser diluídas.

5.3.1.3 Dificuldades para participação na coleta seletiva

Com objetivo de conhecer os principais entraves relacionados à participação dos moradores na coleta seletiva no condomínio C, os mesmos foram questionados (Figura 59). sobre o assunto no questionário cujos resultados são apresentados na seção 5.2.34.

Figura 59 – Dificuldades para participar da coleta seletiva, apontadas pelos moradores



Fonte: Autora (2022)

Dentre os respondentes, todos afirmaram estar participando da coleta seletiva, no entanto, estes ainda destacaram algumas dificuldades que reduzem a participação nesse tipo de coleta. No estudo de Pinto e Mondelli (2017) todos os respondentes do questionário também afirmaram participar da coleta seletiva. Tal fato é compreensível e sugere que geralmente aqueles mais sensibilizados sobre a temática se disponibilizam a participar de pesquisas sobre o assunto em questão.

A dificuldade em mudar os hábitos próprios e dos demais foi identificado como o principal entrave apontado pelos moradores, com 40% das respostas. Esse ponto também foi

mencionado por Luna et al. (2010) e na pesquisa realizada pelo SustentaMundoBR (2021), identificada como a principal dificuldade para implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais de João Pessoa. A atividade de separação, assim como grande parte das medidas de minimização estão relacionadas a necessidade de mudança no padrão de consumo e de aspectos culturais, que os direcionem ao consumo e ações sustentáveis. Logo, o estabelecimento dessas medidas nas atividades cotidianas da população é complexo, visto que o modelo de desenvolvimento durante muito tempo foi baseado no consumo e desperdício de recursos naturais e energéticos (AZEVEDO, 2004).

O tempo para separar os recicláveis também foi mencionado como um empecilho para participar da coleta seletiva (20%). Esse ponto também foi observado em outros estudos (TRONCO, 2005; BASSANI; MOTA, 2009; BRINGHENTI; GÜNTHER, 2011; PINTO; MONDELLI, 2017; SUSTENTAMUNDOBR, 2021). Logo, diante do elevado ritmo de trabalho e ocupações na atualidade a adoção de processos simplificados de separação dos resíduos mostram-se cada vez mais pertinentes. Nesse contexto, os sistemas de separação por fluxo de resíduos, FSRSD, FORSD e rejeito, são indicados por facilitar a separação e permitir um resíduo adequado para ser destinado ao tratamento/destinação final.

Outros 20% alegam a ausência de coletor para destinar os resíduos recicláveis em casa. Esse fato pode estar relacionado ao espaço dentro dos apartamentos, sendo este fator mencionado por alguns autores (TRONCO, 2005; BASSANI; MOTA, 2009; LUNA et al.; 2010; DAL PIAZ; FERREIRA 2011; BRINGHENTI; GÜNTHER, 2011; SUSTENTAMUNDOBR, 2021). Assim, é interessante que na sensibilização seja incentivada a reutilização de recipientes que possam ser utilizados como coletores da FSRSD, visto que não produzem subprodutos durante seu armazenamento, a exemplo da fração orgânica que é úmida e pode acumular líquido no coletor. No estudo de Pinto e Mondelli (2017) a ausência de local adequado no apartamento para armazenar os recicláveis foi o item que mais impactou negativamente no aproveitamento desses resíduos. Uma infraestrutura adequada também tem sido indicada como um fator que contribui para a participação na coleta seletiva (STOEVA; ALRIKSSO, 2017; OLIVEIRA; ANACLETO, 2019).

Nenhum morador afirmou ter dificuldade em saber quais os materiais são recicláveis. Tal fato está coerente com o valor obtido da eficiência da coleta seletiva no condomínio em questão, com percentual pequeno de materiais destinados inadequadamente nos coletores e com o tipo de material destinado, que sugere mais a não participação de alguns moradores

do que a dificuldade na separação. Essa situação pode estar relacionada com o tamanho do condomínio, uma vez que a facilidade de comunicação é maior em condomínios menores. Destaca-se que a opção de não ter certeza da importância dessa ação para o meio ambiente também não foi selecionada por nenhum dos respondentes, o que demonstra a consciência dos moradores sobre a importância da coleta seletiva para o meio ambiente. Esse fato corrobora com a literatura que aponta a preocupação com o meio ambiente como um dos fatores que incentivam a participação na coleta seletiva (EKERE, et al., 2009; BASSANI; MOTA, 2009; FEITOSA; BARDEN, 2019).

Ainda dentre os respondentes, 20% afirmaram não ter dificuldades para participar da coleta seletiva.

5.4 FORSD

5.4.1 Estudo prévio sobre o pré-tratamento da FORSD destinada a DA - França

Antes de submeter o resíduo ao processo de tratamento, é necessário conhecer as características dos mesmos. Para a DA, a composição do resíduo a ser tratado pode indicar se estes são adequados para se obter um tratamento eficiente ou ainda buscar opções de pré-tratamento para otimizar a DA. Dessa forma, foi realizada a caracterização da FORSD de Voiron antes de iniciar os estudos acerca do pré-tratamento.

5.4.1.1 Caracterização

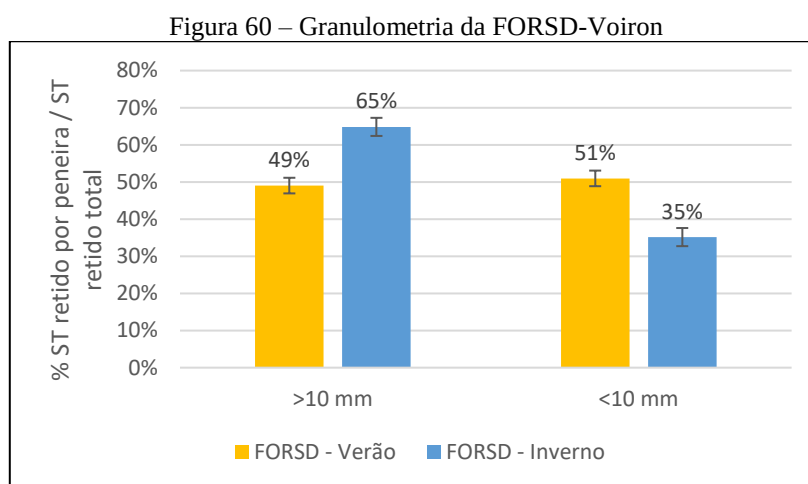
Na Tabela 45 são apresentados os valores de ST em % de RU, ou seja, em relação ao total da amostra, antes da secagem em estufa, SV em % de ST, ou seja, após secar na estufa e os valores de umidade. Os valores obtidos para ambas as amostras são semelhantes. Observa-se que os valores obtidos são coerentes aos observados na literatura (ZHANG et al., 2007; MELO, 2010; FISGATIVA et al., 2016; VALENÇA et al., 2021).

Tabela 45 – ST, SV e umidade da FORSD-Voiron bruto, particulado e solúvel

FORSD	ST (%RU)			SV (%ST)		Umidade (%RU)		
	Bruto	Particulado	Solúvel	Bruto	Particulado	Bruto	Particulado	Solúvel
Verão	28,3	22,0	2,7	87,6	90,7	71,7	78,0	97,3
Inverno	30,0	22,2	2,5	86,9	82,2	70,0	78,0	97,5
Média	29,15	22,1	2,6	87,25	86,45	70,85	78,0	97,4

Fonte: Autora (2022)

Em relação à granulometria, ao organizar os dados entre as frações menores e maiores que 10 mm (Figura 60), observou-se que uma média 57% das partículas são superiores a essa dimensão, que segundo Holiger et al. (2016) é uma dimensão adequada para o processo de DA, determinado pelo teste BMP. O tamanho das partículas influencia no acesso à matéria a ser degradada, sendo importante no processo de metanização (TSAPEKOS et al., 2017).

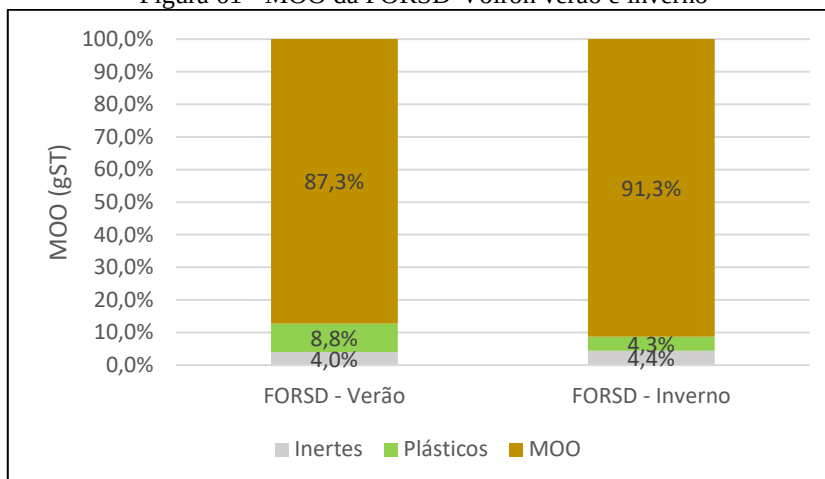


Fonte: Autora (2022)

Em relação ao pH, ambas as amostras indicaram pH ácido, de 4,69 e 4,73 para a FORSD verão e inverno, respectivamente e média de 4,71. O valor obtido se aproximou da média apresentada por Fisgativa et al. (2016) de 5,1, para os resíduos alimentares.

Acerca da MOO, como pode ser observado na Figura 61, a maioria da FORSD verão (87,3%) e inverno (91,3%) é constituída de MOO e pequeno percentual de plásticos e inertes. Percebe-se uma elevada contribuição de matéria orgânica no resíduo, contudo devido a presença destes últimos materiais faz-se necessário a realização de um pré-tratamento dos resíduos antes de submetê-los a DA, otimizando assim esse processo. A definição da quantidade máxima aceitável de indesejáveis na DA, tais como plásticos, varia com a legislação da localidade onde se deseja utilizar o composto resultante do processo. No Brasil, por exemplo, a presença de materiais inertes em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo é de 0,5% na massa seca para vidros, plásticos e metais superiores à 2mm, e de 5,0% em massa seca para pedras superiores à 5mm (BRASIL, 2016c).

Figura 61 - MOO da FORSD-Voiron verão e inverno

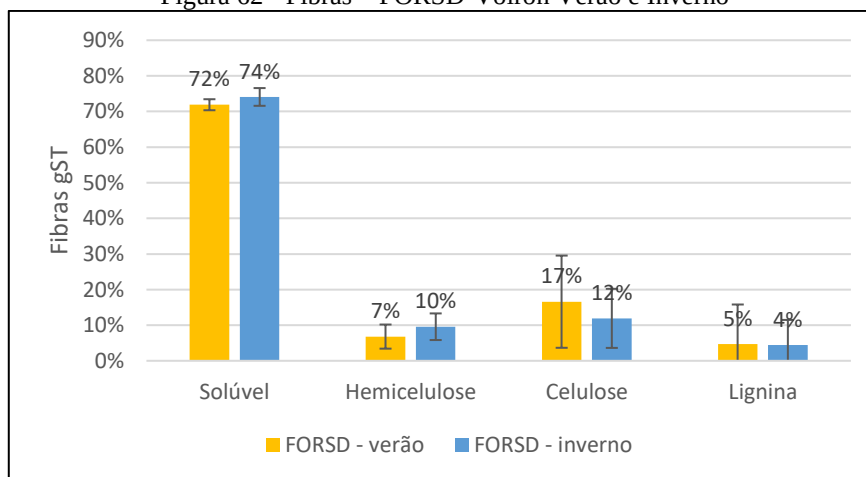


Fonte: Autora (2022)

Outra característica observada da FORSD foi a presença do IL de cerca de 26%. Esse valor está um pouco acima de outros resíduos orgânicos apresentados na literatura, de 7,16 e 23%ST (HANSEN et al., 2007a; ZHANG et al., 2013b; OLIVEIRA et al., 2018).

Já a análise de fibras (Figura 62) indicou que ambas as frações, verão e inverno são ricas em compostos solúveis (72-74%) e baixos percentuais de compostos lignocelulósicos: hemicelulose (7-10%), celulose (12-17%) e lignina (4-5%).

Figura 62 - Fibras – FORSD-Voiron Verão e Inverno

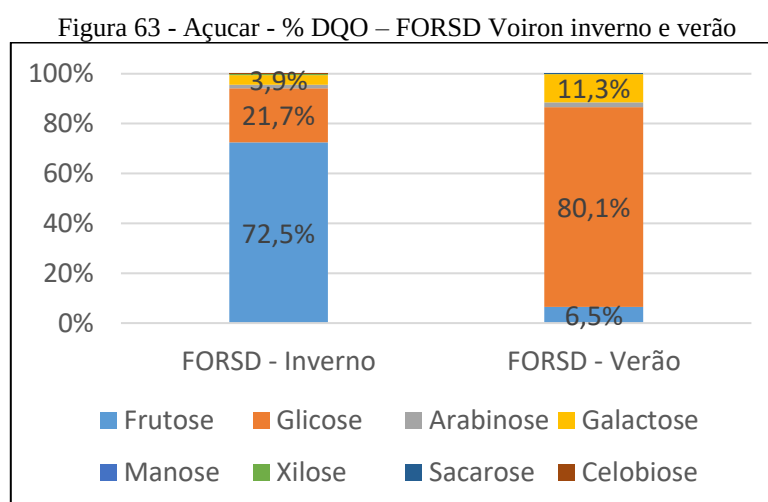


Fonte: Autora (2022)

Outros trabalhos da literatura apresentaram valores variáveis para o teor de fibras. Na FORSD analisada por Moretti et al. (2020), foi observado valor inferior da quantidade de material solúvel, de 57% e maior de compostos lignocelulósicos, 43%. Enquanto que Alexis et al. (2015) e Oliveira et al. (2018) apresentaram teor de lignina de 1,20% e 13,47%,

respectivamente, para a FORSU e resíduo alimentar. Alexis et al. (2015) também obtiveram o teor de celulose inferior, de 1,47%. A composição para a FORSD da presente pesquisa indica que a maioria do resíduo é facilmente biodegradável e uma menor quantidade apresenta uma degradação mais lenta, cuja degradação pode ocorrer em poucas horas, quando estão presentes carboidratos, alguns dias, com substâncias de difícil degradação, a exemplo de proteínas, lipídeos ou até mesmo não serem completamente hidrolisados, o que pode correr com materiais lignocelulósicos (KUNZ et al., 2019).

Em relação aos açúcares presentes no resíduo (Figura 63), percebe-se que a glicose foi aquele mais prevalente (80,1%) na FORSD verão, seguido pela galactose (11,3%) e frutose (6,5%). Já na FORSD inverno, a frutose foi predominante (72,5%), sendo observado também a glicose (21,7%) e galactose (3,9%). Os percentuais dos demais açúcares não foram expressivos.

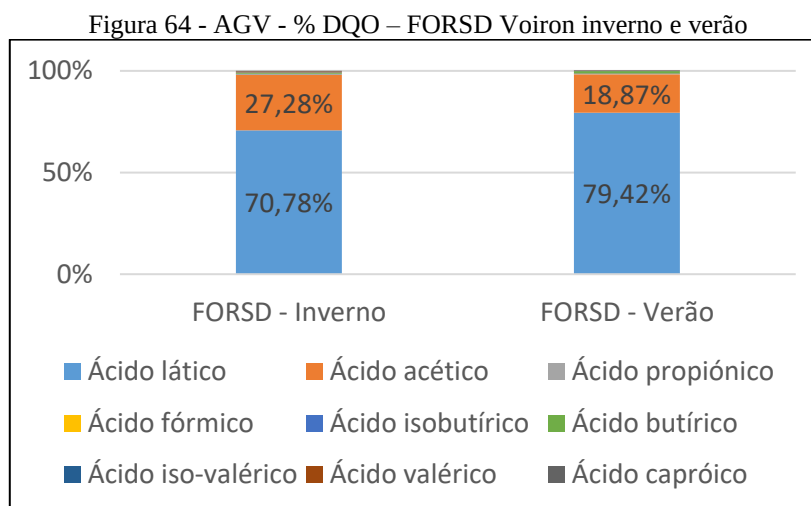


Fonte: Autora (2022)

O açúcar possui rápida taxa de fermentação, o que indica que resíduos ricos com açúcares, irão ser degradados mais rapidamente e são facilmente transformados em ácidos orgânicos. A glicose e a frutose são açúcares tipicamente encontrados nos resíduos, estando presente nos alimentos consumidos corriqueiramente pela população, tais como frutas, açúcar, pães, macarrão, batata, dentre outros.

Acerca da composição dos ácidos, observa-se, tal como apresentado na Figura 64, maior quantidade de ácido láctico, 79,4 e 70,78% para a FORSD verão e inverno, respectivamente. Foi observado também percentual expressivo para o ácido acético. Dentre os ácidos, o acético desempenha um importante papel na formação do CH₄. A produção de

CH₄ pode ser realizada pelas metanogênicas acetoclásticas, que utilizam o acetato como substrato e são responsáveis por aproximadamente 70% de toda produção de CH₄ (CHERNICHARO, 1997).



Fonte: Autora (2022)

Em termos de concentrações dos ácidos, a FORSD verão e inverno apresentaram valores de 15.506 mg.L⁻¹ e 5.891 mg.L⁻¹, respectivamente. A presença dos ácidos indica que já foi iniciada o processo de degradação dos resíduos, assim infere-se que a FORSD do verão estava no estágio mais avançado de degradação. O excesso de ácidos pode limitar o processo de DA, uma vez que os AGV produzidos se acumulados no reator pode acidificar o meio e alterar as condições adequadas para arqueias metanogênicas. Segundo Shamurad et al. (2020), esses micro-organismos são sensíveis à queda do pH, inibindo o crescimento dos metanógenos e levando a falha do reator. Percebe-se que a FORSD do inverno estava com o processo de degradação mais evoluído, visto a maior quantidade desse ácido.

A composição dos resíduos em termos de nitrogênio na forma de NTK no particulado é apresentado na Tabela 46. Os valores de ambas as amostras são similares.

Tabela 46 - NTK – particulado da FORSD-Voiron

FORSD	NTK (%)
Verão	2,38
Inverno	2,54
Média	2,46

Fonte: Autora (2022)

Já a concentração de nitrogênio sob forma de NTK, NH₄ e N orgânico no solúvel pode ser visualizado na Tabela 47. Para a FORSD verão cerca de 70% do NTK (644mg.L⁻¹)

é sob a forma de nitrogênio orgânico (450 mg.L⁻¹) e os 30% restante em forma de NH₄ (194 mg.L⁻¹). Esses percentuais variaram um pouco para a FORSD inverno, no qual o N orgânico (450 mg.L⁻¹) representa 85% do NTK (531 mg.L⁻¹) e o NH₄ (81 mg.L⁻¹), 15%. A maior presença de NH₄ na FORSD verão sugere estágio de degradação iniciado (FRICKE et al., 2006).

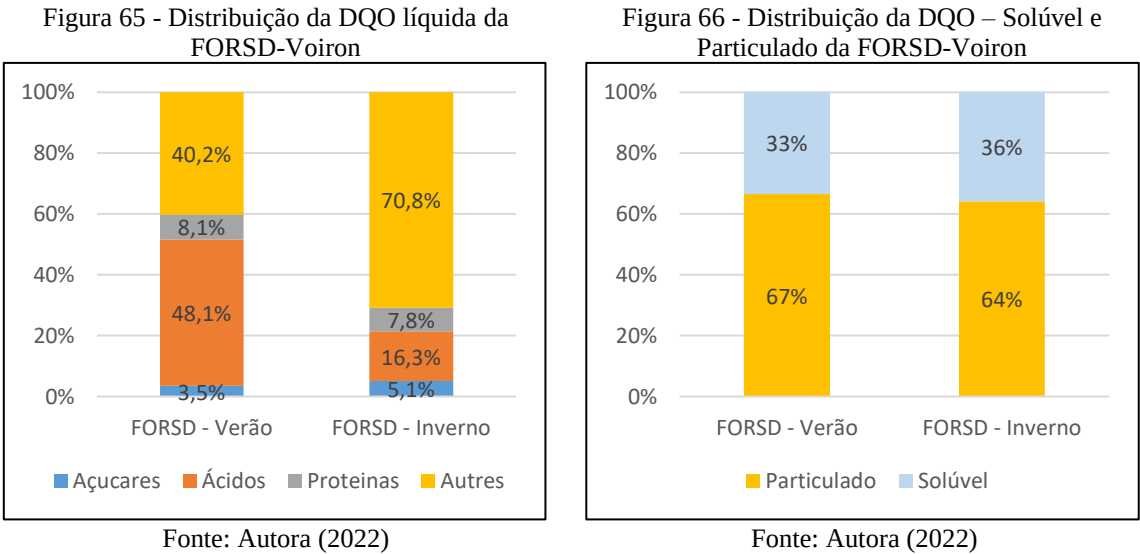
Tabela 47 - Concentração de Nitrogênio no solúvel da FORSD-Voiron

Nitrogênio	Nitrogênio (mg.L ⁻¹) - Verão	Nitrogênio (mg.L ⁻¹) - Inverno	Média
NTK	644	531	587,5
NH ₄	194	81	137,5
Nitrogênio orgânico	450	450	450

Fonte: Autora (2022)

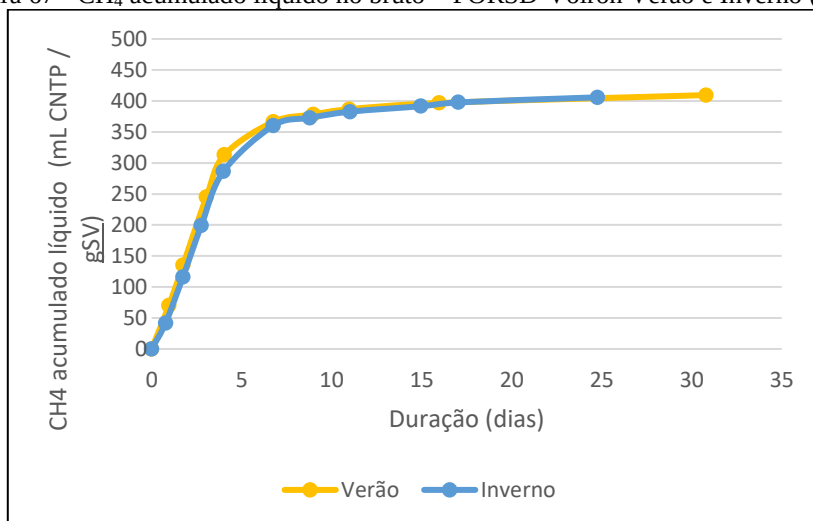
A análise da DQO do solúvel, como pode ser observado na Figura 65, apontam que os ácidos apresentaram percentuais entre 16,3 e 48,1%, já as proteínas e os açucares foram identificados em menor quantidade de 7,8 a 8,1% e de 3,5 a 5,1%, respectivamente. Dentre o percentual não especificado, estão algumas substâncias como os lipídeos e carboidratos, por exemplo. A expressiva participação dos ácidos, indicam que o resíduo já havia iniciado o processo de degradação e que estava propício para ser transformado em CH₄.

A distribuição da DQO entre a fase solúvel e particulado pode ser visualizada na Figura 66. De 33 a 36% da DQO está concentrado no solúvel e 64 a 67% no particulado.



Outra importante característica do resíduo é seu potencial biometanogênico, mensurado por meio do teste BMP. A Figura 67 ilustra a produção de CH₄ acumulado líquido do resíduo bruto ao longo do teste mencionado para a FORSD verão e inverno.

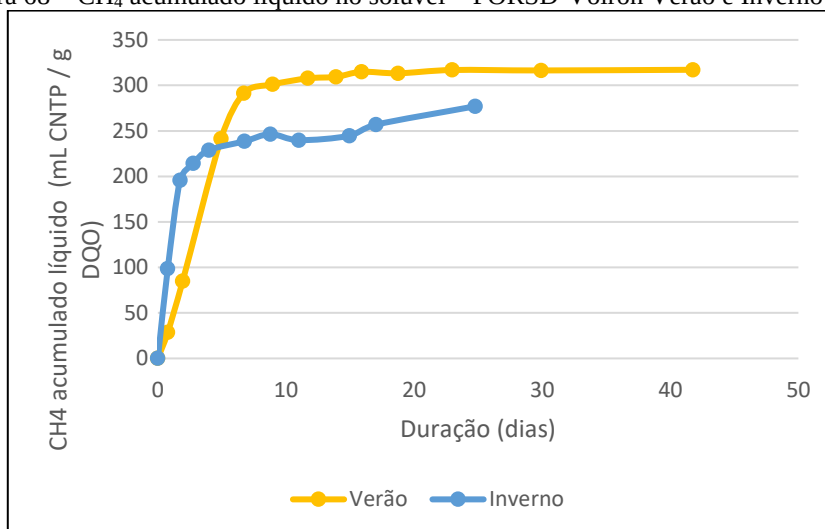
Figura 67 - CH₄ acumulado líquido no bruto – FORSD-Voiron Verão e Inverno (35°C)



Fonte: Autora (2022)

O CH₄ acumulado no decorrer da análise do BMP para o solúvel de ambas as amostras é apresentada na Figura 68. Todas as repetições foram utilizadas. Percebe-se que a FORSD inverno apresentou degradação da matéria orgânica mais rápida que a FORSD verão, que demorou mais de 5 dias para manter a baixa produção diária de CH₄, representada pela constância do gráfico.

Figura 68 – CH₄ acumulado líquido no solúvel – FORSD-Voiron Verão e Inverno (35°C)



Fonte: Autora (2022)

Na Tabela 48 são apresentados os valores médios do BMP, BD e k para o bruto e solúvel das FORSD verão e inverno. O BMP do bruto observado foi de 409,43 e 405,1 mL.g⁻¹, para as FORSD verão e inverno respectivamente, com média de 407,2 mL.g⁻¹.

Tabela 48 – BMP, biodegradabilidade (BD) e constante cinética (k) do bruto e solúvel – FORSD-Voiron verão e inverno

Amostra	FORSD	Bruto (mL.g ⁻¹ SV)	Solúvel (mL.g ⁻¹ DQO)
BMP	Verão	409,4	319,2
	Inverno	405,1	277,0
	Média	407,3	298,1
BD (%DQO)	Verão	77%	91%
	Inverno	88%	79%
	Média	83%	85%
k (d ⁻¹)	Verão	0,52	0,41
	Inverno	0,39	0,81
	Média	0,46	0,61

Fonte: Autora (2022)

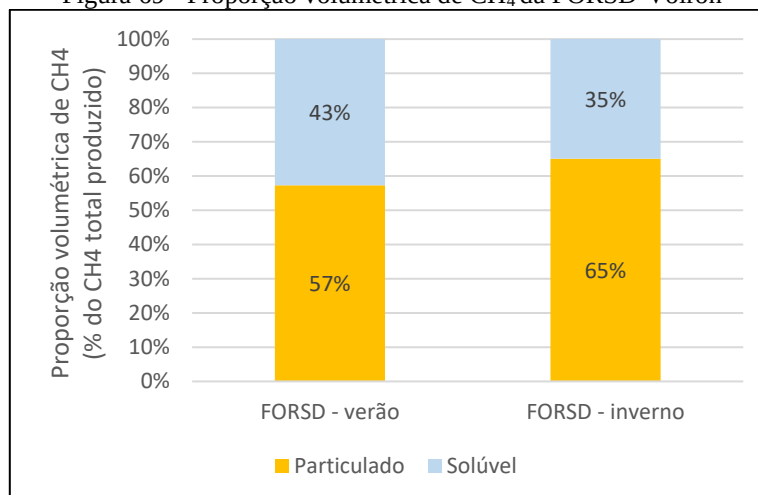
Os valores obtidos para geração de CH₄ apresentaram-se um pouco inferior à média da literatura de 460 NLCH₄.kg⁻¹ SV, apresentada por Fisgativa et al. (2016) para os resíduos alimentares, e de 495 a 644 NLCH₄.kg⁻¹ SV para a FORSU, presente em Pangallo et al. (2021). Tal fato pode ser explicado pela presença de algumas impurezas nos resíduos da presente pesquisa (Figura 61), o qual reduz a quantidade de matéria orgânica no resíduo. Mesmo assim, percebe-se que a FORSD apresenta um BMP mais elevado do que alguns resíduos orgânicos (Tabela 19).

Já para o solúvel obteve-se 319,2 mL.gDQO⁻¹ (FORSD verão) e 277,0 mL.gDQO⁻¹ (FORSD inverno). Observou-se também que as amostras apresentaram BD variando de 77 a 91% e que a constante cinética foi superior no bruto para a FORSD verão, ocorrendo o inverso na FORSD inverno.

Os valores do BMP para a FORSD do verão foram ligeiramente superiores aos observados no inverno. Tal fato pode estar relacionado à maior presença de açúcares, ácidos e proteínas (Figura 65), e/ou a menor presença de resíduos com granulometria superior a 10mm (Figura 60) na FORSD verão, indicado por Holliger et al. (2016) para o teste BMP.

A Figura 69 ilustra a proporção volumétrica de CH₄ nas FORSD verão e inverno. Percebe-se que a maior parte do CH₄ se encontra no particulado, similar ao observado na distribuição da DQO.

Figura 69 - Proporção volumétrica de CH₄ da FORSD-Voiron



Fonte: Autora (2022)

Em relação à composição do biogás (Tabela 49), observou-se a predominância de CH₄, com 56,8 e 44,7% nas FORSD verão e inverno, respectivamente, próximo ao observado por Firmo (2013) de 53,6% de CH₄. A composição percentual em CH₄ e CO₂ estão próximos ao apresentado na literatura para a FORSU (Tabela 16).

Tabela 49 – Composição do biogás da FORSD-Voiron verão e inverno

FORSD		Composição do biogás					
		H ₂ (ppm)	O ₂ (%)	N ₂ (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
Bruto	Verão	16,90	0,01	6,57	56,83	36,38	365,81
	Inverno	30,45	0,37	18,82	44,66	33,27	301,41
Solúvel	Verão	39,46	0,12	30,99	39,32	29,32	264,04
	Inverno	71,27	0,98	48,73	19,21	27,41	307,55

Fonte: Autora (2022)

A partir dos resultados obtidos, observou-se que o resíduo analisado apresentou elevados valores de ST e SV, condizentes com outros estudos de resíduos semelhantes apresentados na literatura, assim como uma maior proporção de matéria orgânica, identificado na análise da MOO, e de resíduos solúveis, com percentuais inferiores de plásticos, inertes e compostos lignocelulósicos. Foi observado ainda a presença de açúcares, ácidos, lipídios e proteínas que são compostos utilizados pelas bactérias para geração de CH₄, em especial alguns tipos de ácidos, como o acético. O BMP do resíduo analisado também se mostrou próximo ao observado na literatura para esse tipo de resíduo. Percebeu-se também que a maior parte da DQO e do CH₄ estão no particulado, que apresentam uma degradação mais lenta, quando comparada aos compostos solúveis.

Tais características apontam que o bioresíduo analisado é compatível com o tratamento por meio da DA. Contudo, devido ainda a presença de impurezas e compostos de degradação mais lenta, um pré-tratamento mostra-se indicado.

5.4.1.2 Pré-tratamento

Os resultados do pré-tratamento aplicado, lixiviação e prensagem dos resíduos, são apresentados a seguir.

5.4.1.2.1 Distribuição de massa

A Tabela 50 mostra o teor de ST e SV das FL e FS da FORSD para as diferentes razões L/S, após prensagem à 6 bar por 20 min.

Tabela 50 – ST e SV das FL e FS após prensagem à 6 bar por 20 minutos da FORSD-Voiron

FORSD	Fração	Razão L/S 5				Razão L/S 10				Razão L/S 15			
		ST (%)	DV (%)	SV (%)	DV (%)	ST (%)	DV (%)	SV (%)	DV (%)	ST (%)	DV (%)	SV (%)	DV (%)
Verão	FL	7	0	78	1	5	0	83	1	-	-	-	-
	FS	31	2	87	2	34	3	87	4	-	-	-	-
Inverno	FL	9	0	78	0	6	0	80	0	4	0	79	0
	FS	40	1	92	1	36	2	93	1	31	3	89	5

FL – Fração líquida; FS - Fração sólida; ST – Sólidos totais; DV - Desvio padrão; SV - Sólidos voláteis

Fonte: Autora (2022)

Observou-se que o aumento da razão L/S foi acompanhado pela diminuição do teor de ST na FL, para ambas as amostras analisadas, com diminuição de 7 a 5% e de 9 a 4% para a FORSD Verão e Inverno, respectivamente. Tal comportamento já era esperado visto que a água adicionada à amostra dilui o percolado, que não carrega mais a matéria com ele. Assim, era esperado o aumento da concentração de ST na FS, contudo, diferentes comportamentos foram observados nas duas amostras. Apenas para a FORSD verão verificou-se um maior valor no teor de ST na razão L/S10, passando de 31 a 34%. Na FORSD inverno foi observado uma diminuição do teor de ST com o aumento da razão L/S, de 40 a 31%.

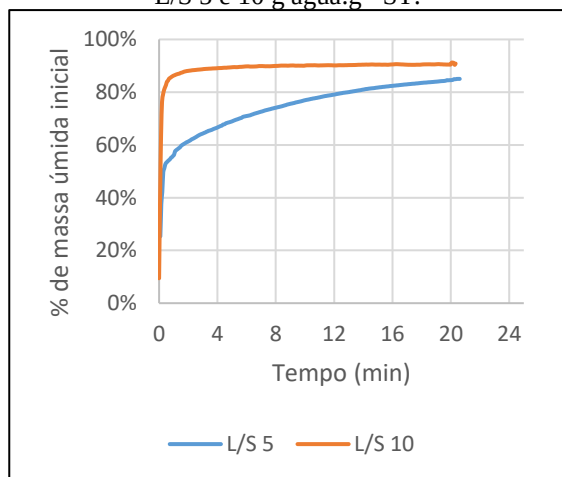
Em relação ao teor de SV, percebeu-se que a adição de água favoreceu a extração da matéria orgânica na FL, que passou de 78 na razão L/S 5 a 83% na razão L/S 10 para FORSD verão, e de 78 a 80% para as mesmas razões na FORSD inverno. Tanto o teor de ST, quanto

o de SV não seguiram o comportamento mencionado com o crescimento da razão L/S 10 a 15, que diminuiu os valores. Os resultados apresentaram valores próximos ao mudar a proporção da razão L/S de 10 para 15.

Diferentes valores do teor de ST são encontrados na literatura (entre 10,8% e 42%). Jank et al. (2015) obtiveram valores de 31 e 42%, respectivamente, para o teor de ST na FL obtida após a passagem em peneira (60mm) e prensagem. Lopes et al. (2019) encontraram valores de 27,5% de ST para a FL (<12 mm) resultante da prensagem da mistura de 0,35 t de água por t de biorresíduos. Hansen et al. (2007b), também encontraram valores próximos entre 23,4% e 28% na fração de biomassa. Já Micolucci et al. (2015) apresentaram valor inferior, de 18% de ST da FL gerada. Valores mais baixos também foram observados por Bernstad et al. (2013), de 10,8, 17,9 e 22,3%, respectivamente, para os seguintes pré-tratamentos: moinho + pulper + prensa de rosca, trituradora + prensa de rosca e prensa de rosca + peneira. Como observado, os valores de concentração de ST variaram com as características dos processos estudados, como a adição de água e o tamanho do orifício da peneira. Portanto, não é possível uma comparação direta desses dados.

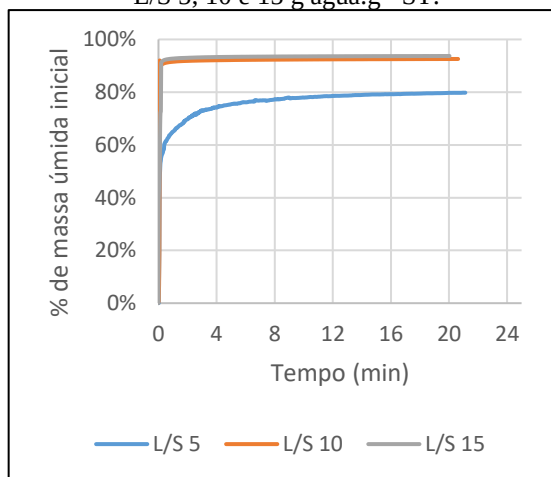
No que concerne à distribuição da massa no experimento, a massa úmida da FL que atravessa os orifícios do pistão, monitorada durante a prensagem da amostra, pode ser observada na Figura 70, para a FORSD Verão, e Figura 71, para a FORSD Inverno.

Figura 70 – Extração de FL durante a operação de prensagem da FORSD-Voirion – Verão, a 6 bar e L/S 5 e 10 g água.g⁻¹ ST.



Fonte: Autora (2022)

Figura 71 - Extração de FL durante a operação de prensagem da FORSD-Voirion – Inverno, a 6 bar e L/S 5, 10 e 15 g água.g⁻¹ ST.



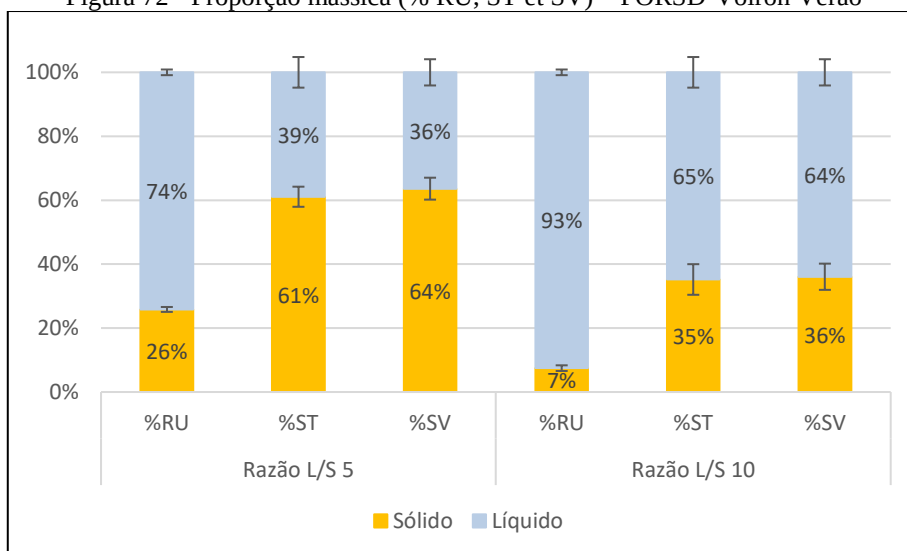
Fonte: Autora (2022)

Percebe-se que a massa úmida recuperada é superior nas razões L/S 10 e 15 g água.g⁻¹ ST e que nessas razões o alcance dos percentuais máximos ocorre mais rapidamente. Ao

final da análise obteve-se uma taxa de extração de 85% na L/S 5 e 91% na L/S 10 para a FORSD verão e de 80% na L/S 5, 93% na L/S 10 e 94% na L/S 15 para a FORSD inverno. Destaca-se que a cinética de extração das razões L/S 10 e 15 são similares.

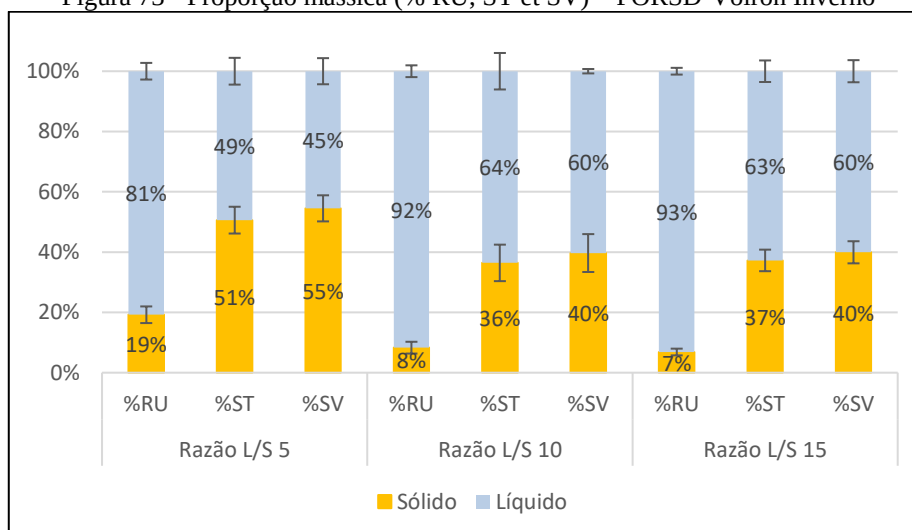
A Figura 72 e Figura 73 mostram a proporção em massa (%) das FL e FS, ou seja, a quantidade de RU, ST e SV recuperada da quantidade total inicialmente presente na amostra.

Figura 72 - Proporção mássica (% RU, ST et SV) – FORSD-Voirion Verão



Fonte: Autora (2022)

Figura 73 - Proporção mássica (% RU, ST et SV) – FORSD-Voirion Inverno



Fonte: Autora (2022)

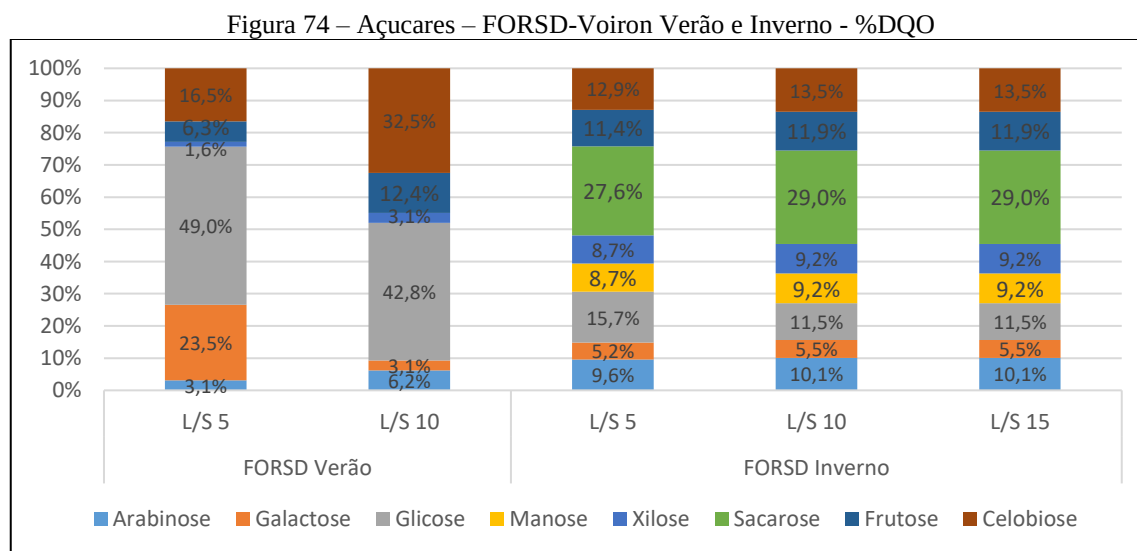
Devido ao aumento da quantidade de água, a proporção da FL na RU aumentou com crescimento da razão L/S, como esperado, passando de 74% a 93%, para a FORSD verão, e de 81 a 93% para a FORSD inverno. Novarino e Zanetti (2012) encontraram proporção

semelhante (85%) para a fração úmida obtida após a prensagem do resíduo. Também foi observado que para razão L/S 5, o ST inicialmente presente na amostra foi coletado principalmente na FS, a 61% (FORSD verão) e 51% (FORSD inverno). Com o aumento da razão L/S observou-se a redução na proporção do ST em FS, e consequentemente um aumento na FL. Os valores passaram de 39% a 65%, para as razões L/S 5 e 10 da FL da FORSD verão, respectivamente, representando um aumento de 66%; e de 49 a 64% para as razões L/S 5 e 10 da FL da FORSD inverno, crescimento de 31%. Destaca-se que não houve incremento na proporção de ST entre as razões L/S 10 e 15. A proporção de SV também foi favorecida pelo aumento da razão L/S, com um crescimento de 77% para a FL da FORSD verão (36 a 64% para razão L/S 5 e 10, respectivamente) e de 33% para a FL da FORSD inverno (45 a 60% para razão L/S 5 e 10, respectivamente). De forma semelhante, a proporção de ST, o aumento da razão L/S 10 a 15 não influenciou nos resultados dos SV.

Logo, a adição de água pelo aumento da razão L/S, até a razão L/S10, influenciou positivamente na extração de ST na FL, favorecendo extração da matéria sólida da FS para a FL. O excesso de água acrescentado na razão L/S 15 não trouxe ganhos na extração da matéria orgânica fermentescível para a FL. Nesse sentido, a razão L/S 10 apresenta os resultados mais adequados na obtenção de FL biodegradável destinada a metanização.

5.4.1.2.2 Composição das amostras

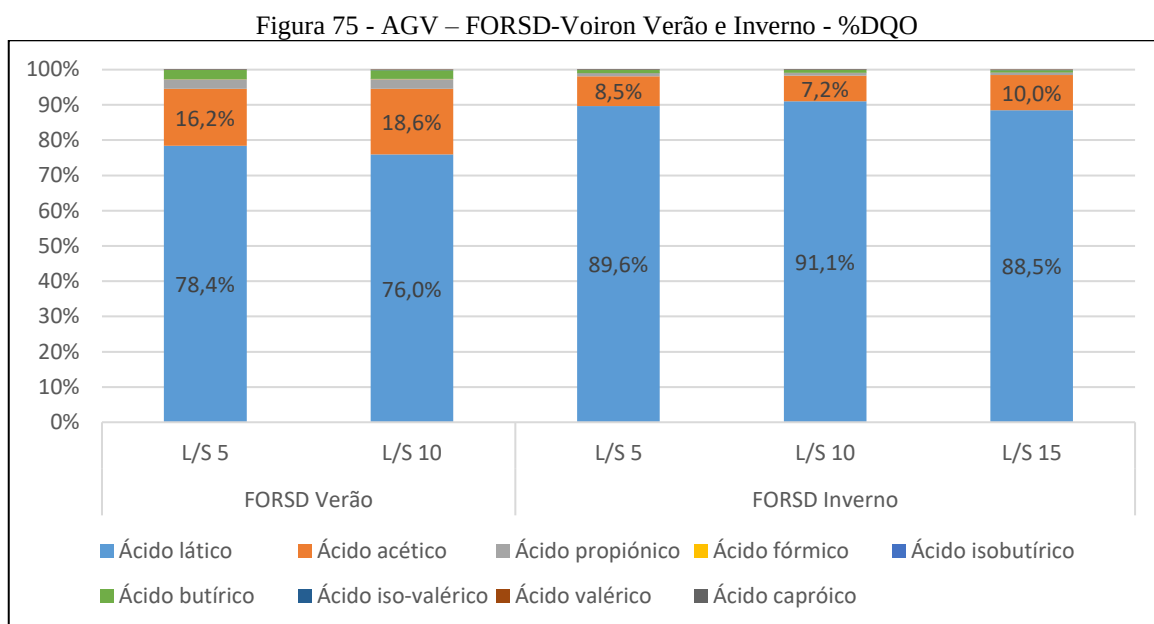
Acerca da distribuição de açúcares, na Figura 74 é possível observar a composição dos açúcares de todas as razões L/S analisadas na pesquisa para ambas as amostras.



Fonte: Autora (2022)

Na FORSD verão, a glicose foi o açúcar prevalente, semelhante ao resultado observado na caracterização. Já na FORSD inverno, a sacarose foi o açúcar mais presente, diferentemente do resultado observado na caracterização, no qual predominou a frutose. Esses resultados eram esperados visto que a FORSD é proveniente de restos de alimentos, como frutas e legumes. Percebe-se que a composição das razões L/S são similares, tanto para a FORSD verão e inverno.

Quanto aos AGV, a maior quantidade de ácido láctico (proporção entre 76,0 a 91,1%) e ácido acético (proporção entre 7,2 a 18,6%) foi observada em todas as razões L/S e nas FORSD analisadas (Figura 75). A prevalência desses dois ácidos também foi identificada na etapa de caracterização das amostras. A composição dos ácidos em todas as razões L/S também são similares.



Fonte: Autora (2022)

Com relação às concentrações de NTK e NH_4 , a Tabela 51 apresenta tais valores das FL e FS da FORSD verão e inverno.

Tabela 51 - Concentração de NTK e NH_4 nas FL e FS da FORSD-Voiron

Razão	FORSD Verão			FORSD Inverno		
	NTK		NH_4	NTK		NH_4
	FS (%)	FL (mg.L ⁻¹)	FL (mg.L ⁻¹)	FS (%)	FL (mg.L ⁻¹)	FL (mg.L ⁻¹)
L/S 5	3,03	1646	366	2,20	1886	148
L/S 10	2,58	875	205	2,01	928	226
L/S 15	-	-	-	1,82	595	435

Fonte: Autora (2022)

A concentração NTK em % e mg.L^{-1} , nas FS e FL, diminuiu com o aumento da razão L/S. Já o NH_4 não apresentou um comportamento único, para a FORSD verão a concentração diminuiu com aumento da razão L/S, diferentemente do observado para a FORSD inverno.

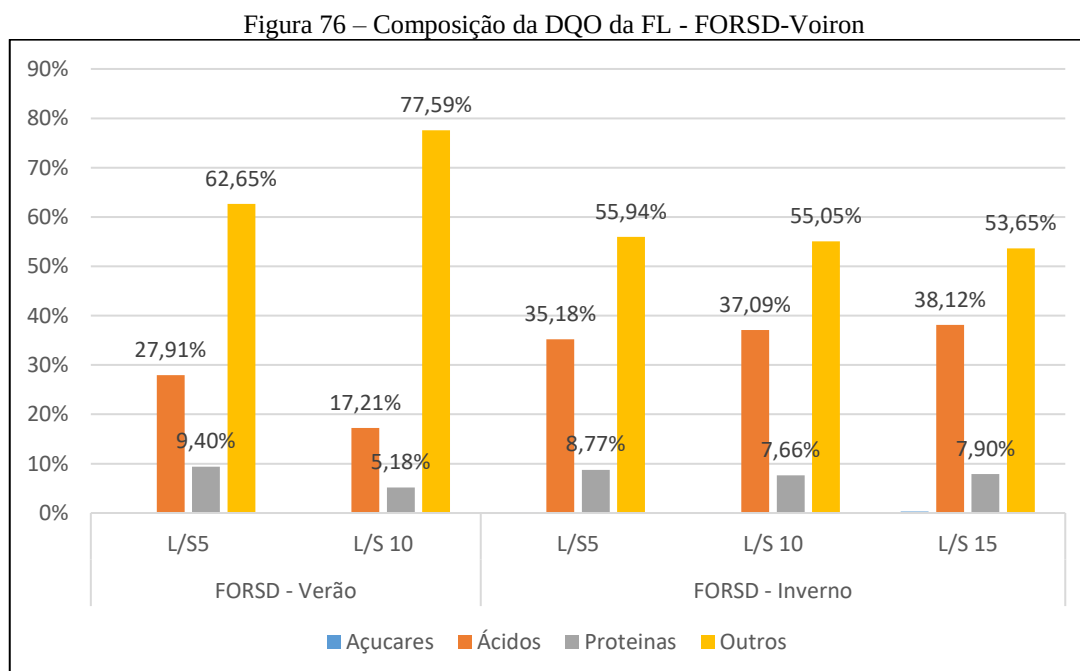
Em relação à DQO, observou-se que a concentração de DQO na FL diminui com aumento da razão L/S. O mesmo foi observado na FS, apenas para a razão L/S10 a L/S 15 da FORSD inverno, obteve-se um aumento na concentração com o aumento da razão. Na Tabela 52 é apresentado os valores da concentração de DQO das FL e FS para as razões L/S 5, 10 e 15, da FORSD verão e inverno. Os valores da DQO solúvel para as razões L/S 5 estão próximas as apresentadas em Nayono (2010), de 100 g.L^{-1} após prensagem da FORSU.

Tabela 52 – Concentração de DQO nas FL e FS da FORSD-Voiron

DQO	FORSD Verão		FORSD Inverno		
	L/S 5	L/S 10	L/S 5	L/S 10	LS 15
FL ($\text{gO}_2.\text{L}^{-1}$)	85,4	81,0	102,2	57,2	35,4
FS ($\text{mgO}_2.\text{g}^{-1} \text{ ST}$)	1098	1032	1053	982	1005

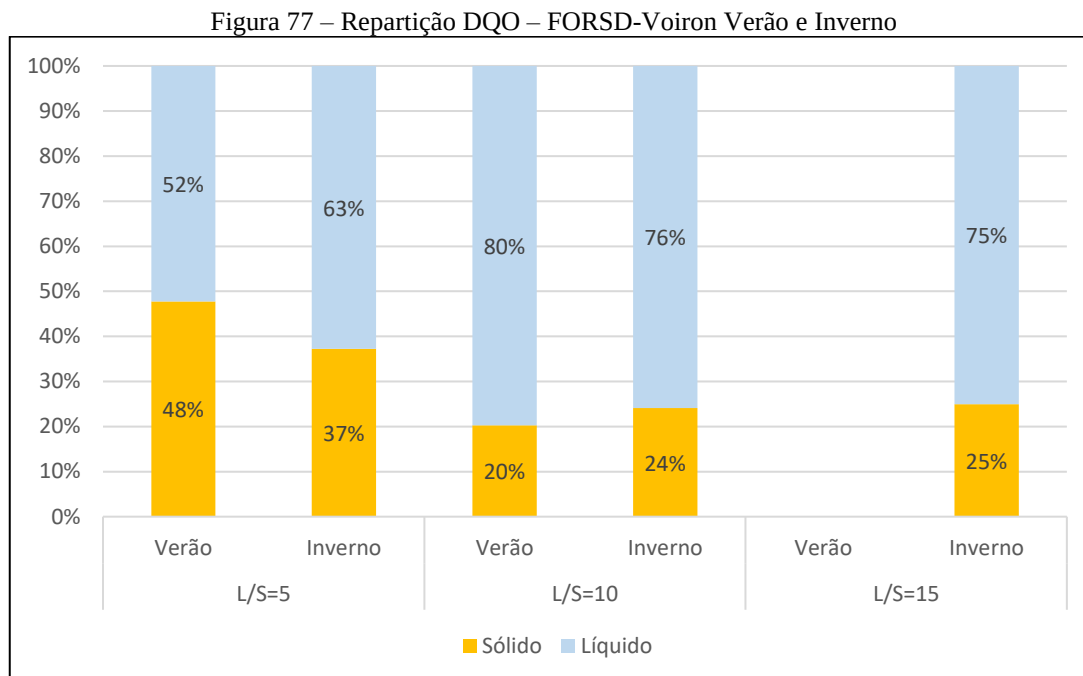
Fonte: Autora (2022)

A Figura 76 ilustra a composição da DQO da FL. Observa-se que grande parte é formada por compostos não identificados na pesquisa, seguidos pelos ácidos e proteínas. O percentual dos açúcares é baixo, 0,02 a 0,2%, não sendo possível visualizar no gráfico.



Fonte: Autora (2022)

A Figura 77 ilustra a repartição da DQO nas FL e FS para todas as razões L/S analisadas na pesquisa da FORSD verão e inverno. Percebe-se, diferentemente do observado na etapa de caracterização, que a maioria da DQO está concentrada na FL.



Pode-se observar que o aumento da razão L/S de 5 para 10, também aumentou a proporção de DQO na FL de 52% para 80% (crescimento de 54%) e de 63% para 76% (crescimento de 21%), para o FORSD de verão e inverno, respectivamente. Percebe-se ainda que na razão L/S 15, essa proporção permanece próxima a observada na razão L/S 10.

Já em relação ao pH, todos os valores indicam um pH ácido, tal como observado na etapa de caracterização. A Tabela 53 apresenta os valores do pH da FL das razões L/S 5, 10 e 15 da FORSD verão e inverno.

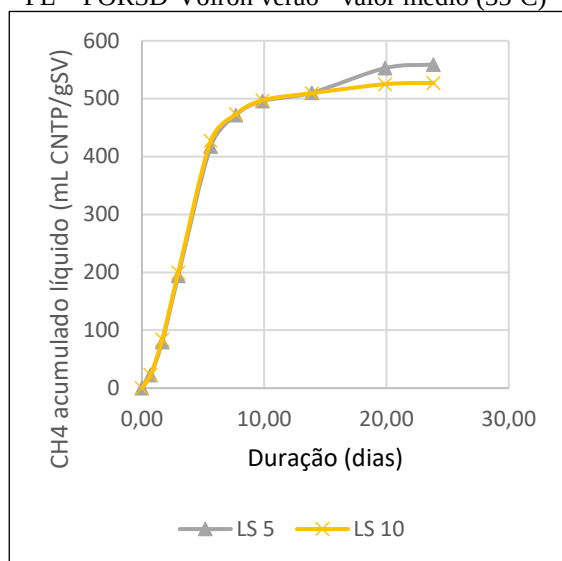
Tabela 53 - pH da FL das razões L/S 5, 10 e 15 da FORSD-Voiron verão e inverno

pH	FORSD Verão	FORSD Inverno
L/S 5	5,0	4,68
L/S 10	5,0	4,72
L/S 15	-	4,73

Fonte: Autora (2022)

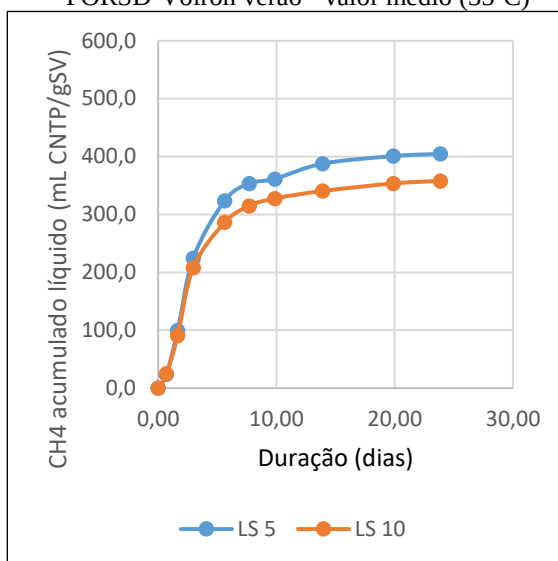
No tocante ao BMP, as produções de CH₄ acumulado no decorrer dos testes BMP para as FL e FS da FORSD verão e inverno são apresentadas na Figura 78 a Figura 81.

Figura 78 - CH₄ acumulado ao longo dos dias na FL – FORSD-Voiron verão - valor médio (35°C)



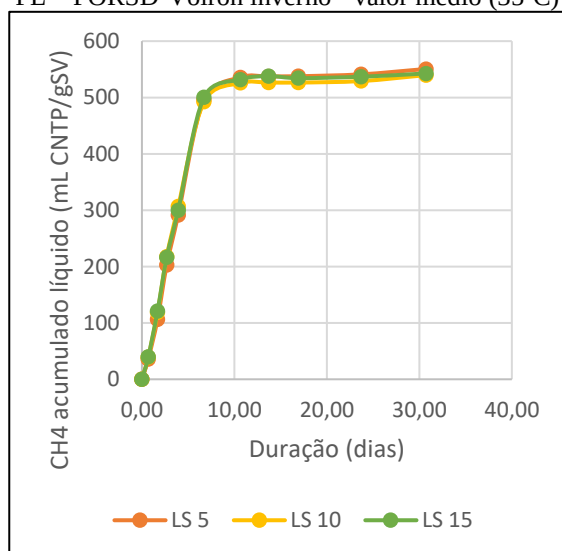
Fonte: Autora (2022)

Figura 79 - CH₄ acumulado ao longo dos dias na FS – FORSD-Voiron verão - valor médio (35°C)



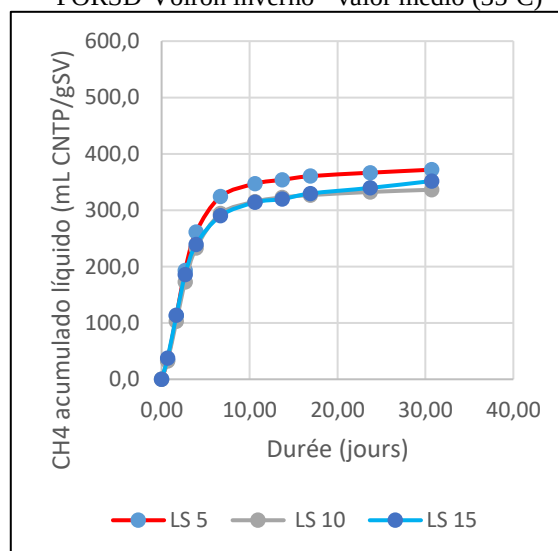
Fonte: Autora (2022)

Figura 80 - CH₄ acumulado ao longo dos dias na FL – FORSD-Voiron inverno - valor médio (35°C)



Fonte: Autora (2022)

Figura 81 - CH₄ acumulado ao longo dos dias na FS – FORSD-Voiron inverno - valor médio (35°C)



Fonte: Autora (2022)

As curvas de BMP da FL de ambas amostras possuem cinéticas semelhantes em todas as razões L/S. O mesmo foi observado nas FS, havendo apenas uma pequena diferença no espaçamento entre as curvas. O BMP, em mL.g⁻¹SV, das FL e FS de todas as razões L/S analisadas na pesquisa, bem como a k para a FORSD verão e inverno são apresentadas na Tabela 54.

O BMP da FL variou de 527,3 a 559 mL.g⁻¹SV e de 340,6 a 375,0 mL.g⁻¹SV, para as FL e FS respectivamente. Os valores obtidos na FL são superiores aos encontrados na literatura: 462 mLCH₄.g⁻¹ SV (HASEN et al., 2007), 360 mLCH₄.g⁻¹ SV e 400 mLCH₄.g⁻¹

^1SV (JANK et al., 2015) e $460 \text{ mLCH}_4.\text{g}^{-1} \text{SV}$ (FISGATIVA et al., 2016). E inferiores aos encontrados em Lopes et al. (2019), $743 \text{ mLCH}_4.\text{g}^{-1}\text{SV}$. Ao comparar com os valores obtidos para o resíduo bruto ($405,1 - 409,4 \text{ mL.g}^{-1}\text{SV}$), determinado na etapa de caracterização, observa-se um aumento da produção de CH_4 após o pré-tratamento.

Tabela 54 – BMP e constante cinética (k) das FL e FS para as razões L/S 5, 10 e 15- FORSD-Voiron verão e inverno

Resíduo		FORSD Verão		FORSD Inverno	
Razão	Fração	BMP ($\text{mL.g}^{-1} \text{SV}$)	k (d^{-1})	BMP ($\text{mL.g}^{-1} \text{SV}$)	k (d^{-1})
LS 5	FS	404,7	0,31	375,0	0,34
	FL	559,0	0,29	550,6	0,32
LS 10	FS	358,2	0,35	338,2	0,36
	FL	527,3	0,4	539,7	0,34
LS 15	FS	-	-	351,8	0,33
	FL	-	-	542,7	0,33

Fonte: Autora (2022)

Em relação a constante cinética, foi observado que o aumento da razão L/S foi acompanhado pela constante, que passou de 0,29 (L/S 5) para 0,4 (L/S10) na FL da FORSD verão, e de 0,32 (L/S 5) a 0,34 (L/S10) na FL da FORSD inverno. Esse comportamento não foi observado com alteração da razão L/S 10 para L/S 15.

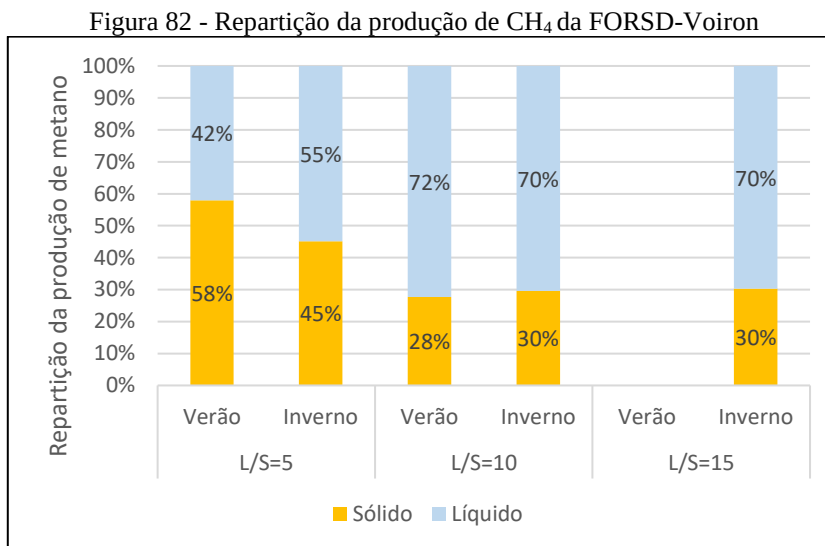
A composição do biogás gerado para as FL e FS de todas as L/S da FORSD verão e inverno são apresentadas na Tabela 55. As razões L/S 5, 10 e 15 da FL da FORSD inverno apresentaram os maiores percentuais de CH_4 , cerca de 59%, enquanto a FL da FORSD do verão em torno de 50%.

Tabela 55 – Composição do biogás da FORSD-Voiron verão e inverno nas razões L/S 5, 10 e 15

FORSD	L/S		Composição do biogás					
			H_2 (ppm)	O_2 (%)	N_2 (%)	CH_4 (%)	CO_2 (%)	H_2S (ppm)
Verão	5	Líquido	28,5	0,1	14,8	50,9	32,0	306,0
		Sólido	24,7	0,1	18,4	43,9	34,8	240,3
	10	Líquido	24,5	0,2	15,2	49,6	32,4	286,3
		Sólido	24,8	0,1	20,3	41,6	35,1	212,6
Inverno	5	Líquido	40,7	0,0	4,1	59,8	30,9	460,7
		Sólido	29,1	0,0	6,6	53,7	34,0	537,0
	10	Líquido	31,9	0,0	4,4	59,0	30,5	464,1
		Sólido	34,5	0,0	8,4	51,2	34,7	452,7
	15	Líquido	43,7	0,0	4,3	59,1	31,8	539,5
		Sólido	27,2	0,0	8,5	51,0	34,5	1927,0

Fonte: Autora (2022)

A Figura 82 ilustra a proporção volumétrica de CH₄ nas FL e FS, ou seja, a produção por cada fração em relação à produção total. Para quase todas as razões L/S a concentração do CH₄ ficou concentrada na FL, distinto do verificado na etapa de caracterização.



Fonte: Autora (2022)

O processo de prensagem permitiu a recuperação da maioria da produção de CH₄ na FL, com exceção da FL obtida na razão L/S 5 da FORSD verão. Observou-se também que o aumento da razão L/S 5 a L/S 10 influenciou positivamente na proporção de CH₄ na FL, que passou de 42 a 72% (aumento de 71%) e de 55 a 70 (aumento de 27%), para a FORSD verão e inverno, respectivamente. Assim como nos demais parâmetros, a alteração da razão L/S 10 para L/S 15 não influenciou nos resultados já obtidos na primeira razão.

Diante dos resultados apresentados, foi observado que a proporção de açúcares, AGVs e composição da DQO permaneceram praticamente constantes com o aumento das razões L/S, apenas para FORSD verão, foi observado uma redução na proporção de ácidos e proteínas ao aumentar a L/S 5 a 10. Percebeu-se também que a maioria da DQO e CH₄, de modo geral, ficou concentrado na FL, que consequentemente apresentou valores mais elevados do BMP quando comparado a FS. Em relação ao resíduo bruto, antes do pré-tratamento, a FL apresentou BMP superior, assim como o processo de degradação ocorreu de forma mais rápida, verificada pelo menor valor de k, após o pré-tratamento. Assim, pode-se inferir que o pré-tratamento realizado foi capaz de extrair a fração facilmente degradável na FL.

5.4.2 Caracterização da FORSD dos condomínios da amostra – FORSD Brasil

Os resultados das análises realizadas na FORSD dos condomínios são apresentados na Tabela 56.

Tabela 56 – Caracterização da FORSD dos condomínios, A, B, C e D				
Parâmetros	Condomínios			
	A	B	C	D
ST (%RU)	27,8	24,3	25,4	17,3
Umidade (%RU)	72,2	75,7	74,6	82,7
SV (% ST)	92,2	86,3	76,1	91,7
pH	4,5	4,7	4,6	4,5
AGV (mg/L)	9.654,0	4.680,0	4.260,0	4.080,0
AT (CaCO ₃ mg/L)	1.737,5	997,5	837,5	747,5
NH ₄ ⁺ (mg/L)	885,5	265,65	292,6	304,15
NTK (%)	1,7	2,4	5,3	6,0
DQO (g/L)	58,1	83,6	66,0	60,9
CT (%)	42,1	39,4	34,7	41,9
CO (%)	37,1	34,6	30,3	36,9

Fonte: Autora (2022)

O teor de ST variou entre 17,3 e 27,8%, semelhantes aos valores observados na literatura (Tabela 20). Já a umidade dessa fração apresentou uma variação de 72,3 a 82,7%. Tais valores foram próximos ao observado por Valença et al. (2021) para os resíduos alimentares (71,0%) e por Alexis et al. (2015) para a FORSU (76,7%) e superiores ao determinado por Melo (2010) para a fração putrescível do RSU (67,6%).

Os valores de SV variaram entre 76,1 e 92,2%, próximos aos apresentados na literatura para os resíduos alimentares, cuja faixa variou de 70,6 a 96,1% (BROWNE; MURPHY, 2013; AGYEMAN; TAO, 2014; MENG et al., 2015; FISGATIVA et al., 2016; PANGALLO et al., 2021). Informação importante uma vez que representa a fração a ser degradada pelos micro-organismos.

Uma característica comum nas FORSDs de todos os condomínios foi um pH ácido, com valores de 4,5 a 4,7. Zhang et al. (2013a), Moretti et al. (2020) e Valença et al. (2021) também obtiveram valores semelhantes para esse parâmetro. Essa faixa está abaixo da indicada para o crescimento da maioria dos micro-organismos (PEREIRA et al., 2009). Assim, a FORSD deverá ser tratada juntamente com um inóculo e/ou substrato adequado para manter o pH em condições exigidas, semelhante à FORSD de Voiron, no qual foi utilizado lodo de ETE como inóculo.

Outro parâmetro relacionado à acidez é o AGV, pois durante a digestão ocorre a formação desses ácidos, que tende a baixar o pH (SANTOS FILHO et al., 2020). A FORSD dos condomínios B, C e D apresentaram valores próximos, entre 4.080,0 e 4.680,0 mg.L⁻¹. Já na FORSD do condomínio A foi observado maior concentração de AGV, 9.654,0 mg.L⁻¹, próximo ao observado em Alexis et al. (2015).

Acerca da capacidade de neutralizar os ácidos do sistema, observou-se que a AT também foi superior na FORSD do condomínio A, média de 1.737,5 CaCO₃mg.L⁻¹, e valores entre 747,5 e 997,5 mg.L⁻¹ para a FORSD dos demais condomínios. Alexis et al. (2015) encontrou valores superiores de 4.447,06 CaCO₃ mg.L⁻¹ para a FORSU. Valores elevados de alcalinidade indicam o poder de tamponamento também elevado e não podem ser relacionados aos de pH elevado (GUERRA, 2020).

A maior concentração de NH₄⁺ na FORSD também foi observada no condomínio A (885,5 CaCO₃ mg.L⁻¹). Esse valor está próximo da média apresentada em Fisgativa et al. (2016) para NH₄⁺ e NH₃ dos resíduos alimentares. Todos os valores de NH₄⁺ da FORSD dos condomínios encontram-se abaixo 1.000 mg.L⁻¹, concentrações as quais podem auxiliar na estabilização do pH (ATV, 2002 *apud* FRICKE et al., 2006). O NH₄⁺ amônio é liberado durante a etapa de hidrólise na DA de compostos orgânicos de nitrogênio, aumentando a concentração com a degradação da matéria orgânica e que causa elevação do valor do pH (FRICKE et al., 2006). Desse modo, juntamente com o valor do AGV, a FORSD do condomínio A apresentou um estágio de degradação mais avançado.

Em relação ao NTK, foi observado valores superiores para a FORSD dos condomínios C e D, de respectivamente 5,3 e 6,0%. Ao analisar a DQO, no entanto, o maior valor observado foi na FORSD do condomínio B, de 83,6 g.L⁻¹, estando as demais entre 58,1 e 66,0 g.L⁻¹, superiores ao apresentado em Alexis et al. (2015). Observou-se também que o CT variou de 35 % a 42%, semelhante ao observado na literatura (Tabela 20), enquanto que o CO de 30% 37%.

Conforme as características apresentadas, a FORSD mostrou-se semelhante a outros presentes na literatura e passíveis de serem tratados por meio da DA.

Ao comparar a FORSD dos condomínios da amostra com a caracterizada na cidade de Voiron (seção 5.4.1.1), observa-se similaridade nos valores de ST, SV, umidade e pH. Já os valores de NTK mostraram-se mais elevados apenas para os condomínios C e D, enquanto que nos condomínios A e B os valores são próximos ao verificado na FORSD de Voiron (2,38 e 2,54%). A diferença desses valores são aceitáveis uma vez que a presença de

nitrogênio pode variar com a composição assim como o nível de degradação do resíduo. Em termos de concentrações de AGV, a FORSD de Voiron (15.506 mg.L⁻¹ e 5.891 mg.L⁻¹) foram mais elevados, indicando que a degradação estava mais evoluída quando foram realizadas as análises. Esse fato é compreensível, uma vez que a FORSD de Voiron foi proveniente da coleta seletiva do município, o que demanda mais tempo entre a geração e a realização das análises, ao passo que para os condomínios esse tempo foi menor. Em relação à DQO, observou-se que para a FORSD dos condomínios foram superiores (58,1 e 83,6 g.L⁻¹), aos valores da FORSD de Voiron (34,6 e 36,2 g.L⁻¹), o que é um ponto positivo, uma vez que a DQO é um indicativo da quantidade de matéria orgânica presente no resíduo. Assim, de modo geral, conclui-se que os resíduos apresentam características semelhantes e dessa forma o pré-tratamento proposto para a FORSD de Voiron antes de ser submetido à DA também se mostra indicado para a FORSD dos condomínios.

5.5 ANÁLISES DOS CENÁRIOS

5.5.1.1 Cenário I: fluxo único de coleta

O presente cenário demonstra aquele que é realidade na maioria dos condomínios de João Pessoa, no qual todos os RSD produzidos são coletados em um único coletor, que inclui a FSRSD, a FORSD e o rejeito, e tem como destino final o aterro sanitário. Os dados utilizados para as estimativas do cenário I, assim como os resultados são apresentados na Tabela 57.

Tabela 57 – Estimativas e dados utilizados para o cenário I

Localidade	Taxa de geração II (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	População (hab)	Massa de RSD (t.ano ⁻¹)
Condomínio A	0,485	255	45,1
Condomínio B	0,528	31	6,0
Condomínio C	0,46	68	11,4
Condomínio D	0,49	7	1,3
Total condomínios	-	-	63,8
João Pessoa	0,53 ¹	276.000 ²	53.392,2

¹Obtido em Athayde Júnior et al. (2014); ²Calculado pela multiplicação entre o número de apartamento em João Pessoa em 2019 e média de habitantes por domicílio PNAD-2019 (IBGE,2019).

Fonte: Autora (2022)

Estima-se que foram geradas 63,4 toneladas de RSD nos quatro condomínios da amostra, com maior geração do condomínio A (45,1 t), seguidos do C (11,4 t), B (6,0 t) e D (1,3 t). Essa totalidade era inicialmente enviada para o aterro sanitário sem nenhuma separação e tratamento anterior à destinação final.

Quando considerada a totalidade de apartamentos do município de João Pessoa, obtêm-se uma geração de mais de 53.000 t. Nesse cenário, essa quantidade produzida também seria enviada ao aterro sanitário, sendo essa situação a configuração de gestão dos resíduos menos adequada, uma vez que a separação prévia dos resíduos aumenta as eficiências dos tratamentos das diferentes frações do RSD.

5.5.1.2 Cenário II: fluxo duplo de coleta

Neste cenário foi simulado os benefícios para os condomínios da amostra, assim como para o município de João Pessoa com a realização da coleta dos resíduos em dois fluxos, a FSRSD, a ser destinada para reciclagem, e uma fração úmida, composta pela FORSD e rejeito, tendo como destino final o aterro sanitário.

Três situações distintas foram analisadas: cenário II potencial, no qual se considera a recuperação de toda a FSRSD gerada; cenário II real, que demonstra os ganhos obtidos com a coleta seletiva implantada apenas nos condomínios C e D; e o cenário II hipotético, no qual foi aplicado os melhores resultados da coleta seletiva implantada na presente pesquisa, nos demais condomínios e no município de João Pessoa.

A Tabela 58 apresenta os dados utilizados e os resultados obtidos para as estimativas do cenário II potencial.

Tabela 58 - Estimativas e dados utilizados para o cenário II potencial

Dados	Condomínios					JP
	A	B	C	D	Total	
Taxa de geração de RSD III (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	0,43 ¹	0,45 ¹	0,43	0,40	-	0,41 ²
População (hab)	255	31	68	7	-	276000
Massa de RSD (t.ano ⁻¹)	40,4	5,1	10,8	1,0	57,3	41001,2
FSRSD (%)	22% ³	16% ³	21% ⁴	27% ³	-	22% ⁵
Massa da FSRSD (t.ano ⁻¹)	8,9	0,8	2,3	0,3	12,2	8.815,3
Massa de rejeito (t.ano ⁻¹) ⁶	31,5	4,2	8,5	0,7	45,0	32.185,9
Energia economizada (toe)	6,25	0,85	2,80	0,18	10,08	8.449,4
Energia economizada (%)	64%	70%	78%	57%	68%	70%
GEE economizado – CO ₂ CH ₄ (CO ₂ eq)	18.390,75	1805,47	5.727,84	641,82	26565,89	21.190.911,96
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (%)	118%	103%	99%	136%	112%	111%

¹Valor considerando a redução de 16% entre as taxas de geração do RSD do período II e III, resultante da sensibilização; ²Valor médio para a taxa de geração de RSD para os condomínios C e D no período III;

³Determinado na etapa de composição gravimétrica; ⁴Calculado com base nos valores obtidos na coleta seletiva implantada no condomínio C; ⁵Média dos condomínios; ⁶ Calculado pela diferença entre Massa de RSD e Massa da FSRSD

Fonte: Autora (2022)

Nessa situação foi observado, para a totalidade dos condomínios da amostra, uma geração de cerca de 57t de RSD, dos quais 12 t constituem a FSRSD, a ser destinada para a reciclagem e os 45t restantes seriam encaminhados ao aterro sanitário, sem tratamento prévio. Para os condomínios em questão ter-se-ia uma economia de energia de aproximadamente 10 toe com a reciclagem da FSRSD, representando uma redução de 68% quando comparada com a energia gasta ao se utilizar o material virgem. Outro benefício seria a economia de 2.119.0912 CO₂ eq (112%).

Ao analisar o município de João Pessoa, observou-se uma produção de mais de 41.001 t de RSD, que compreende uma quantidade de 8.815 t da FSRSD que poderia ser destinada a reciclagem, reduzindo o envio de resíduo para o aterro sanitário para 32.186 t (rejeito). Com isso, seria possível uma economia de energia de cerca de 70%, que representa 8.449,4 toe, assim como seriam evitados a geração de 21.190.911,96 CO₂ eq (111%) de GEE.

Considerando os benefícios obtidos na presente pesquisa, por meio da implantação da coleta seletiva nos condomínios C e D (situação real), com a coleta da FSRSD separada da fração úmida, foi gerado um desvio de cerca de 2 t de RSD para a reciclagem, representando uma economia de 3,0 toe, cerca de 76%, além de uma economia de GEE de 102%, próximo de 6.370 CO₂eq (Tabela 59).

Tabela 59 - Estimativas e dados utilizados para o cenário II real

Dados	Condomínios		
	C	D	Total
Taxa de geração III (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	0,434	0,396	-
População (hab)	68	7	-
Massa de RSD (t.ano ⁻¹)	10,8	1,0	11,8
FSRSD (%)	17% ¹	14%	-
Massa da FSRSD (t.ano ⁻¹)	1,8	0,1	2,0
Massa rejeito (kg.ano ⁻¹) ²	8,9	0,9	9,8
Energia economizada (toe)	2,80	0,18	3,0
Energia economizada (%)	78%	58%	76%
GEE economizado – CO ₂ CH ₄ (CO ₂ eq)	5.727,84	641,82	6.369,67
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (%)	99%	136%	102%

¹Valor do IR_{cs}, ou seja, apenas o valor da FSRSD adequadamente separada pelos moradores ²Calculado pela diferença entre Massa de RSD e Massa da FSRSD

Fonte: Autora (2022)

Diante da possibilidade de se alcançar os melhores resultados observados na presente pesquisa, de redução na taxa de geração e eficiência de separação da FSRSD, para os demais condomínios da amostra, assim como para o município de João Pessoa, foi realizado estimativas para o cenário II hipotético (Tabela 60).

Nessas condições, seriam recuperados aproximadamente, nos condomínios da amostra, 10 t de RSD e encaminhados à reciclagem, 2 t a menos do observado no cenário II potencial. Assim, seriam economizados 68% de energia (8,26 toe), bem como evitados a emissão de 21.784,03 CO₂eq, uma redução de 112%. Já para o município de João Pessoa, com o aproveitamento de 7.228,5 t da FSRSD, seriam observados uma economia de 6.928,5 toe, que representa uma redução de 70%, além da 93.403.472,72 CO₂eq, uma economia de 102%.

Tabela 60 - Estimativas e dados utilizados para o cenário II hipotético

Dados	Condomínios					JP
	A	B	C	D	Total	
Taxa de geração III (kg.hab. ⁻¹ .dia ⁻¹) ¹	0,43	0,45	0,43	0,40	-	0,41
População (hab)	255	31	68	7	-	276.000
Massa de RSD (t.ano ⁻¹)	40,4	5,1	10,8	1,0	57,3	41.001,2
FSRSD (%) ¹	22%	16%	21%	27%	-	22%
IPcs da FSRSD de C	82%	82%	82%	82%	-	82%
Massa da FSRSD (t.ano ⁻¹) ²	7,3	0,7	1,9	0,2	10,0	7.228,5
Massa rejeito (t.ano ⁻¹) ¹	33,1	4,4	8,9	0,8	47,2	33.772,7
Energia economizada (toe)	5,12	0,69	2,30	0,15	8,26	6.928,5
Energia economizada (%)	64%	70%	78%	57%	68%	70%
GEE economizado – CO ₂ CH ₄ (CO ₂ eq)	15.080,42	1.480,49	4.696,83	526,29	21.784,03	93.403.472,72
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (%)	118%	103%	99%	136%	112%	102%

¹Mesmas considerações feitas para esses parâmetros do cenário II potencial; ²Calculado pela multiplicação da Massa de RSD, %FSRSD e Ip_{cs} de C;

Fonte: Autora (2022)

Para estimativa dos ganhos econômicos relacionados à venda da FSRSD foi estimado inicialmente a geração *per capita* em diferentes classes desses resíduos (Apêndice D). Foram gerados cerca de 33, 36 e 27 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ da FSRSD para os condomínios da amostra nos cenários II potencial, cenário II real e cenário II hipotético, respectivamente. Essa geração corresponde a um montante anual R\$ 12.370, R\$ 3.513 e R\$ 10.143 para os cenários II potencial, cenário II real e cenário II hipotético, respectivamente, possíveis de serem obtido com a venda do material (Apêndice D). Tais valores representam um ganho de R\$ 37,3, 39,1 e 30,6 por morador ao ano para o conjunto dos condomínios da pesquisa nos mesmos cenários mencionados.

A nível municipal, João Pessoa apresenta uma geração *per capita* da FSRSD de 32,2 e 26,4 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ da FSRSD, nos cenários II potencial e II hipotético, respectivamente (Apêndice D). Essa produção, poderia proporcionar, com a venda do material, um ganho

total de R\$ 10.025.280 e R\$ 8.220.729 para os cenários citados, cujo ganho *per capita* seria de 36,3 e 29,8 por morador ao ano, respectivamente, nos cenários II potencial e II hipotético (Apêndice D).

5.5.1.3 Cenário III: fluxo triplo de coleta

No cenário III foram realizadas estimativas a partir da separação dos resíduos em três coletores distintos, separando a FSRSD, a FORSD e o rejeito. De forma semelhante ao cenário II, foram analisadas duas situações distintas no presente cenário: o cenário III potencial, no qual foi considerado a recuperação total das FSRSD e FORSD; e cenário III hipotético, que além das mesmas considerações realizadas para a FSRSD do cenário II hipotético, foi incluído um percentual de impurezas na FORSD. Assim, as estimações para a FSRSD são as mesmas apresentadas no cenário II, sendo adicionado no presente cenário as estimativas sobre a FORSD.

A Tabela 61 apresenta as estimativas realizadas e os dados utilizados para o cenário III potencial.

Tabela 61 - Estimativas e dados utilizados para o cenário III potencial

Dados	Condomínios					JP
	A	B	C	D	Total	
Taxa de geração III (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹) ¹	0,43	0,45	0,43	0,40	-	0,41
População (hab)	255	31	68	7	-	276.000
Massa de RSD (t.ano ⁻¹)	40,4	5,1	10,8	1,0	57,3	4.1001,2
FSRSD (%) ¹	22%	16%	21%	27%	-	22%
FORSD (%)	66% ²	57% ²	60% ²	58% ²	-	59% ³
Massa da FSRSD (t.ano ⁻¹)	8,9	0,8	2,3	0,3	12,2	8.815,3
Massa da FORSD (t.ano ⁻¹)	26,7	2,9	6,5	0,6	36,6	24.190,7
Massa de rejeito (t.ano ⁻¹) ¹	4,9	1,4	2,0	0,2	8,4	7.995,2
Energia economizada (toe) - FSRSD	6,25	0,85	2,80	0,18	10,08	8.449,45
Energia economizada (%) - FSRSD	64%	70%	78%	57%	0,68	70%
GEE economizado – CO ₂ CH ₄ (CO ₂ eq) - FSRSD	18.390,75	1.805,47	5.727,84	641,82	26.565,89	21.190.911,96
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (%) - FSRSD	118%	103%	99%	136%	1,12	111%
Volume CH ₄ (m ³ .ano ⁻¹) - FORSD	3,30	0,29	0,60	0,04	4,24	2.393,41
Energia elétrica gerada (kWh.ano ⁻¹)- FORSD	9,60	0,85	1,75	0,13	12,34	6.971,35

¹Mesmas considerações feitas para esses parâmetros do cenário II potencial; ²Determinado na etapa de composição gravimétrica; ³Média dos condomínios;

Fonte: Autora (2022)

Nessa situação foi observada uma redução, quando comparado ao cenário II potencial, da quantidade de rejeito para 8,4 t.ano⁻¹ para o conjunto dos condomínios, ao

considerar o aproveitamento de 36,6 t.ano⁻¹ da FORSD no presente cenário. Com a recuperação e tratamento desta fração seria esperado a geração de 4,24 CH₄ m³.ano⁻¹, que corresponde a uma geração de energia elétrica de 12,34 kWh.ano⁻¹. Para João Pessoa, a quantidade da FORSD passível de ser aproveitada foi de 24.191 t.ano⁻¹, resultando na produção de 7.995 t.ano⁻¹ de rejeito e 2.393,41 m³CH₄.ano⁻¹, que representa uma produção de energia elétrica 6.971,35 kWh.ano⁻¹.

Ao considerar aspectos práticos da gestão, a exemplo das destinações inadequadas em cada coletor, foi estimado, para os condomínios da amostra, uma geração anual de 29,7 t.ano⁻¹ da FORSD e uma maior quantidade de rejeito, em relação ao cenário III potencial, a ser destinada ao aterro sanitário, de 17,6 t.ano⁻¹ (Tabela 62). Assim, seriam gerados uma menor quantidade de energia elétrica, de 9,99 kWh.ano⁻¹, a partir do volume de 3,43 m³ CH₄.ano⁻¹. Já para João Pessoa, o rejeito produzido aumentaria para 14.178 t.ano⁻¹, devido ao aproveitamento de 19.595 t.ano⁻¹ da FORSD. Nessa configuração seria possível a geração de 5.647 kWh.ano⁻¹, devido à produção de 1.939 m³CH₄.ano⁻¹.

Tabela 62- Estimativas e dados utilizados para o cenário III hipotético

Dados	Condomínios					JP
	A	B	C	D	Total	
Taxa de geração III (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹) ¹	0,43	0,45	0,43	0,40	-	0,41
População (hab)	255	31	68	7	-	276.000
Massa de RSD (t.ano ⁻¹)	40,4	5,1	10,8	1,0	57,3	4.1001,2
FSRSD (%) ¹	22%	16%	21%	27%	-	22%
FORSD (%) ¹	66%	57%	60%	58%	-	59%
IPcs da FSRSD de C	82%	82%	82%	82%	-	82%
Impurezas FORSD (%)	19%	19%	19%	19%	-	19%
Massa da FSRSD (t.ano ⁻¹) ²	7,3	0,7	1,9	0,2	10,0	7.228,5
Massa da FORSD (t.ano ⁻¹) ³	21,6	2,3	5,2	0,5	29,7	19.594,5
Massa rejeito (t.ano ⁻¹) ¹	11,5	2,1	3,7	0,3	17,6	14.178,2
Energia economizada (toe) - FSRSD	5,12	0,69	2,30	0,15	8,26	6.928,55
Energia economizada (%) - FSRSD	64%	70%	78%	57%	0,68	70%
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (CO ₂ eq) - FSRSD	15.080,42	1.480,49	4.696,83	526,29	21.784,03	93.403.472,72
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (%) - FSRSD	118%	103%	99%	136%	112%	102%
Volume CH ₄ (m ³ .ano ⁻¹) - FORSD	2,67	0,24	0,49	0,04	3,43	1.938,66
Energia elétrica gerada (kWh.ano ⁻¹) - FORSD	7,78	0,69	1,42	0,11	9,99	5.646,80

¹Mesmas considerações feitas para esses parâmetros do cenário III potencial; ²Mesmas considerações feitas para esse parâmetro do cenário II hipotético; ³Calculado pela multiplicação da Massa de RSD, %FORSD e %Impurezas FORSD

Fonte: Autora (2022)

Vale destacar que as estimativas para a FORSD foram realizadas a partir da geração teórica de CH₄ em NL.kg⁻¹SV obtido na literatura e teor de SV determinados nos

condomínios da amostra, tendo assim uma limitação quanto ao conhecimento de outros fatores relacionados a DA, tal como o tempo de digestão, os AGVs produzidos e geração de inibidores do processo, contudo, a mesma foi realizada com a finalidade de mostrar a potencialidade do tratamento dessa fração dos resíduos e incentivar estudos futuros sobre aspectos operacionais para a FORSD gerada em João Pessoa.

5.5.1.4 Análises dos cenários

O Apêndice E resume as estimativas para todos os cenários. Observou-se que com a implantação da coleta seletiva nos condomínios da amostra, que separaria os resíduos em dois fluxos (cenário II), ainda que não represente a opção de gestão mais adequada, geraria uma redução de 29% (cenário potencial) e 26% (cenário hipotético) dos resíduos que seriam encaminhados ao aterro sanitário, quando comparado com a totalidade dos resíduos enviados para destinação final no cenário I. No cenário II, cerca de 79% (cenário potencial) e 82% (cenário hipotético) dos resíduos gerados seriam encaminhados ao aterro sanitário. Além disso, vale descartar que seriam obtidos benefícios sociais, ambientais e econômicos, devido a economia de energia e redução de emissão de GEE, bem como com a renda, devido a comercialização da FSRSD, dentre outras vantagens não mensurada na pesquisa.

Seguindo o mesmo raciocínio, para João Pessoa, seriam reduzidos cerca de 40% (cenário potencial) e 37% (cenário hipotético) o envio de RSD para o aterro, com a implementação da coleta seletiva nos condomínios do município, em relação ao total gerado por esse tipo de habitação. Já, quando comparado a geração total de RSD (Tabela 23), o aproveitamento de 8.815 t.ano⁻¹ (cenário potencial) e 7.229 (cenário hipotético) da FSRSD representaria uma redução de, respectivamente de 4% e 3% da quantidade de resíduos enviados ao aterro sanitário. Esse aproveitamento da FSRSD, corresponde a uma diminuição de 2,6% (cenário potencial) e 2,1% (cenário hipotético), em relação à quantidade total de RSU que seria enviada ao aterro sanitário, caso não houvesse nenhuma separação dos resíduos.

Destaca-se que os percentuais de redução apresentado entre o cenário I e II já consideram uma provável redução na geração dos resíduos no cenário II, possível de ser atingida após a realização de sensibilização da população sobre a separação da FSRSD e medidas de minimização dos resíduos. Assim, esses percentuais poderiam ser mais ainda mais elevados caso não fosse considerado tal redução.

Ao analisar também o aproveitamento da FORSD (cenário III) para o conjunto dos condomínios, observou-se que seriam enviados ao aterro sanitário cerca de 87% (cenário potencial) e 72% (cenário hipotético) de RSD a menos, quando comparados ao cenário I, resultando na destinação de apenas 8 t.ano⁻¹ (cenário potencial) e 18 t.ano⁻¹ (cenário hipotético), que representa, respectivamente, 15% e 31% do total gerado no cenário III. Além da redução considerável da quantidade de resíduos a ser enviada e dos benefícios relacionados ao aproveitamento da FSRSD já comentados, a recuperação e tratamento da FORSD proporcionariam também a geração de energia elétrica.

Esse cenário é o tipo de gestão mais adequada, uma vez que atende aos aspectos previstos na PNRS, bem como em outros estudos à nível mundial observado na literatura, tais como a minimização dos resíduos gerados e tratamento das FSRSD e FORSD, destinando apenas o rejeito para o aterro sanitário.

Para João Pessoa, seriam reduzidos cerca de 86% (cenário potencial) e 74% (cenário hipotético) da quantidade de RSD destinada ao aterro sanitário, em relação ao cenário I, caso também fosse recuperado a FORSD em todos os apartamentos do município, com o aproveitamento de 33.518 t.ano⁻¹ (cenário potencial) e 27.238 t.ano⁻¹ (cenário hipotético) do RSD (FSRSD e FORSD). Essas quantidades representam uma redução de 16% (cenário potencial) e 13% (cenário hipotético) do RSD a ser enviado ao aterro sanitário, quando comparada a totalidade de RSD gerados no município. Tais percentuais são reduzidos quando comparados ao RSU, para 9,9% e 8,1%, respectivamente.

Para a separação dos resíduos em três fluxos é necessário a destinação adequada da FORSD. Essa etapa ainda é um desafio para as municipalidades uma vez que essa fração exige mais esforços para sua coleta e tratamento, como também a população ainda está habituada a realizar a separação apenas da FSRSD e a operacionalização da coleta necessita de um planejamento específico, dado as características do resíduo, que possui rápida degradação, liberando chorume e gases. Essa situação é intensificada em ambientes quentes, como é caso do município de João Pessoa.

Os condomínios analisados alegaram aumento dos custos com a compra dos coletores e funcionários para realização da coleta seletiva em três fluxos de resíduos (FSRSD, FORSD e rejeito) considerado ideal para o adequado tratamento dos diferentes grupos de resíduos. Tal situação também pode ser apontada por outros condomínios. Assim, políticas públicas que possam auxiliar na operacionalização da coleta nos condomínios podem facilitar a implantação dessa medida.

Outro ponto a ser destacado é a inclusão de catadores de materiais recicláveis, que podem reduzir substancialmente os gastos com a coleta, uma vez que grande parte utiliza opções sem custos para locomoção, potencializando os benefícios. Desse modo, apenas as localidades onde não houvessem associações próximas seriam necessárias a adoção de coleta semelhante a tradicional. Nessa situação, em paralelo, seriam necessários investir na infraestrutura e logística das associações de materiais recicláveis.

A visualização de cenários de gestão é uma ferramenta importante para uma melhor compreensão das vantagens de cada um deles e indica os parâmetros operacionais relativos ao gerenciamento dos RSD. Dessa forma, é possível observar o impacto da redução da geração de resíduos, bem como dos percentuais de impurezas das frações separadas nos montantes encaminhados ao aterro sanitário e nos benefícios resultantes do tratamento do resíduo.

6 CONCLUSÕES

Diante da necessidade de reduzir os impactos relacionados à grande quantidade de RSD produzidos diariamente e de atender à legislação ambiental, foi mensurado a eficiência de três estratégias de redução desses resíduos a serem dispostos em aterros sanitários e, de forma complementar, alguns parâmetros relacionados ao gerenciamento do RSD.

A análise da taxa de geração do RSD para o conjunto dos condomínios em diferentes períodos mostrou uma variação no valor observado, com uma redução entre o período I e II de 6,3%, indicando que a dinâmica temporal influencia na geração dos resíduos. Salienta-se que nesse período foi implantada a PNRS e parte dessa redução pode estar relacionada a tal fato. Já entre os períodos II e III a redução foi de 16%, podendo ser atribuída as medidas de minimização implantadas nos condomínios, disseminadas por meio de campanhas de sensibilização, sendo as mais praticadas, evitar o uso de embalagens e o desperdício, e doar/vender objetos que não são mais necessários.

As taxas do RSD apresentadas apontam que o RSD desse trabalho tem elevada participação no RSU (com exceção do RPU), entre 58 e 65%, determinado para os condomínios da amostra. Além disso os resultados de caracterização da presente pesquisa apontam que cerca de 80% do RSD tem potencial de ser reutilizado, pelo aproveitamento da FSRSD, tais como plástico, papel/papelão, vidro e metal, e da FORSD, que representa

maioria na composição do RSD. Isso reforça a necessidade de pesquisas voltadas para esses resíduos, e em especial para a fração orgânica.

A implantação da coleta seletiva, apesar de fundamental, não é uma ação simples, deve ser acompanhada de uma constante sensibilização da população, a fim de se obter uma adequada separação e otimização dos benefícios. A permanência da sensibilização resultou em IPCs mais alto, mesmo quando o condomínio é menor e tem a comunicação facilitada. As mudanças de hábitos próprios e dos demais foi identificado como a principal dificuldade apontada pelos moradores. Dessa forma, reforça-se a necessidade de campanhas educativas que esclareçam a esse respeito para que a eficiência da coleta seletiva seja melhorada.

Vencidas as dificuldades da coleta seletiva, a realização da reciclagem da FSRSD caracterizado é uma opção vantajosa, uma vez que se observou a presença de resíduos com elevado valor de mercado, o que torna a atividade de reciclagem mais lucrativa para os catadores de materiais recicláveis envolvidos.

Apesar dos benefícios observados, verificou-se que a implantação a coleta seletiva em condomínios residenciais verticais enfrenta dificuldades operacionais e de infraestrutura, devido à falta de conscientização da maioria dos moradores e dos custos de implantação e operação. Assim, para que o RSD seja utilizado de forma adequada e, portanto, menos resíduos/resíduos encaminhados para aterro, é importante envolver todos os atores da gestão de resíduos (setores público, privado e população) para compartilhar responsabilidades.

A FORSD de Voiron apresentou uma composição compatível para o tratamento por meio da DA, observada pela maior quantidade de materiais orgânicos e solúvel, menor presença de inertes, materiais indesejáveis e compostos lignocelulosícos, assim como pelos elevados teores de SV.

A FORSD dos condomínios apresentou características semelhantes a outros presentes na literatura, assim como similaridade com a FORSD de Voiron (ST, SV, umidade, pH e valores superiores de DQO) indicando que os mesmos são passíveis de serem submetidos ao tratamento pela DA.

O pré-tratamento estudado potencializou o tratamento da FORSD por meio da DA, no qual foi gerado uma FL com valores elevados de BMP e que concentrou a maior parte do DQO, SV e CH₄. A relação L/S 10 apresentou os melhores resultados, uma vez que o aumento para a razão R/L 15 não apresentou alterações nos resultados.

Semelhante a coleta seletiva da FSRSD, a coleta da FORSD nos condomínios (separação em 3 fluxos de coleta) também enfrenta dificuldades similares. Salienta-se também que não há no município uma unidade para o tratamento específico dessa fração.

Perante à possibilidade de aproveitamento de grande parte do RSD, observou-se a separação/tratamento da totalidade da FSRSD e FORSD seria capaz de reduzir até 87% do resíduo enviado ao aterro sanitário pelo conjunto dos condomínios da amostra, quando comparado ao cenário sem nenhum tratamento do RSD. Essa redução representa diversos ganhos para sociedade e o meio ambiente, uma vez que gera emprego e renda para a população, reduz os custos com transporte dos resíduos até a localidade de destinação final, aumenta a vida útil dos aterros sanitários, reduz a poluição e pode gerar energia.

A projeção dos resultados dessa pesquisa para os condomínios residenciais verticais do município de João Pessoa aponta que ocorreria anualmente o aproveitamento de cerca de 33 mil toneladas de RSD. Assim, a implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais verticais do município pode reduzir até 16% e 10% do RSD a ser enviado ao aterro sanitário, quando comparada a totalidade de RSD e RSU, respectivamente, gerados no município.

Os resultados apresentados podem auxiliar os órgãos públicos do município a ampliar a abrangência da coleta seletiva em João Pessoa, voltada não só para o tratamento da FSRSD, mas também da FORSD, visto que se trata de um resíduo produzido diariamente e em grande quantidade e que são passíveis de serem utilizados.

7 RECOMENDAÇÕES

- Realizar estudo semelhante em condomínios pertencentes a outros estratos socioeconômicos, a fim de observar se há diferenças significativas na taxa de geração e composição, assim como a adesão às medidas de minimização;
- Ampliar o estudo para as unidades unifamiliares, com o intuito de observar as diferenças de abordagens na gestão para esse tipo de habitação, cuja distribuição espacial da população é dispersa;
- Implantar a coleta seletiva em três fluxos de resíduos, a FSRSD, FORSD e o rejeito, de forma a observar as eficiências também da coleta da FORSD e analisar como o nível de impurezas pode influenciar no tratamento dessa fração;

- Realizar a identificação dos diferentes tipos de fonte dos resíduos comerciais, visto que parte deles, atualmente, é coletado conjuntamente com o RSD e grande parte não são tratados, tendo como destino final o aterro sanitário;
- Realizar estudo semelhante com os resíduos comerciais, a fim de identificar as características de cada um deles com o objetivo de observar as similaridades desses resíduos com o RSD;
- Realizar a caracterização da FORSD em relação à presença de compostos de lenta/difícil degradação a fim de implantar soluções práticas para o tratamento dessa fração dos resíduos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAL - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO ALUMÍNIO. **Mesmo com alta do consumo, Brasil reciclou mais de 97% das latas de alumínio para bebidas em 2020.** 2021a. Disponível em: <<https://abal.org.br/noticia/mesmo-com-alta-do-consumo-brasil-reciclou-mais-de-97-das-latas-de-aluminio-para-bebidas-em-2020/>>. Acesso em: 29/09/2021.

_____. **Statísticas: Nacionais: Reciclagem.** 2021b. <<https://abal.org.br/estatisticas/nacionais/reciclagem/total-aluminio-2018/>>. Acesso em: 29/09/2021.

_____. **Sustentabilidade: Reciclagem.** 2021c. Disponível em: <<https://abal.org.br/sustentabilidade/reciclagem/latinhas-campeas/>>. Acesso em: 29/09/2021.

ABEAÇO - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMBALAGEM DE AÇO. **Reciclagem.** Disponível em: <<http://www.abeaco.com.br/reciclagemacotexto.html>>. Acesso em: 29/09/2021.

ABETRE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMNETO DE RESÍDUOS E EFLUENTES. **Atlas Brasil.** Disponível em: <<https://abetre.org.br/atlas-da-destinacao-final-de-residuos-brasil-2020/>>. Acesso em: 28/12/2020.

ABIPLAST – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. **Perfil 2019.** Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil2019/>>. Acesso em: 30/09/2021.

ABIVIDRO - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE VIDRO. **Benefícios reciclagem do vidro.** Disponível em: <<https://abividro.org.br/beneficios-da-reciclagem-do-vidro/>>. Acesso em: 30/09/2021.

ABRABE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE BEBIDAS. **Glass is good.** Disponível em: <<https://www.abrabe.org.br/glass-is-good/>>. Acesso em: 30/09/2021.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2006.** 2006. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2007.** 2007. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2008.** 2008. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2009.** 2009. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2010.** 2010. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2011.** 2011. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2012.** 2012. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2013.** 2013. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2014.** 2014. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2015.** 2015. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2016.** 2016. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2017.** 2017. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2018.** 2018. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2019.** 2019. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2020.** 2020. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2021.** 2021. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 27/12/2021.

ADELODUN, B.; KIM, S. H.; CHOI, K. S. Assessment of food waste generation and composition among Korean households using novel sampling and statistical approaches. **Waste Management**, v. 122, p. 71-80, 2021.

ADEME - AGENCE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE. **Methanisation. Fiche technique.** 2015. Disponível em: <<https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/fiche-technique-methanisation-201502.pdf>>. Acesso em: 25/09/2020.

_____. **Biodéchets - valorisation & premieres pistes de reduction. Guide pratique.** 2017. Disponível em: <<https://www.ademe.fr/lademe>>. Acesso em: 26/09/2020.

_____. **Biodéchets tri à la source MeO collectivités.** 2018. Disponível em: <<https://www.ademe.fr/lademe>>. Acesso em: 26/09/2020.

_____. **Déchets chiffres-clés. L'essentiel 2020.** 2020. Disponível em: <<https://www.ademe.fr/lademe>>. Acesso em: 02/10/2020.

ADEME ; EVEA ÉVALUATION ET ACCOMPAGNEMENT ; S3D INGENIERIE; CORNELUS, M ; ROUSSEAU EL HABTI, A. Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires : compostages et méthanisations. 2021. Disponível em: < <https://bibliothèque.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/4892-acv-impacts-filiere-compostage-methanisation.html> >. Acesso em: 04/10/2020.

AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS. METEOROLOGIA – CHUVAS. 2021. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>>. Acesso em: 09/02/2022.

AFNOR - ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION. **U44-161.** Amendements organiques et supports de culture - Détermination de la matière organique totale - Méthode par oxydation. 1985.

_____. **NF ISO 14235.** Soil quality. Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. 1998.

_____. **V03-030.** Agricultural products and foodstuffs. Extraction of the crude fat with a view to its characterization. - Produits agricoles et alimentaires. 1991.

_____. **NF EN 25663.** Qualité de l'eau - Dosage de l'azote Kjeldahl - Méthode après minéralisation au sélénium. 1994.

_____. **NF EN 12457-4.** Characterization of waste. Leaching - Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. 2002.

_____. **NF XP U44-164.** Organic soil improvers and growing media - Analytical method for inert components - Bleach washing method - Amendements organiques et supports de culture. 2014.

_____. **FD U44-162.** Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique. 2016.

AGYEMAN, F. O.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. **Journal of environmental management**, v. 133, p. 268-274, 2014.

ALBUQUERQUE, I.; ALENCAR, A; ANGELO, C.; AZEVEDO, T.; BARCELLOS, F.; COLUNA, I.; COSTA JUNIOR, C.; CREMER, M.; PIATTO, M.; POTENZA, R.; QUINTANA, G.; SHIMBO, J.; TSAI, D.; ZIMBRES, B. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019.** 2020. Disponível em: <https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_8/SEEG8_DOC_ANALITICO_SINTESE_1990-2019.pdf>. Acesso em: 11/01/2021.

ALESSI, A.; LOPES, A. D. C. P.; MÜLLER, W.; GERKE, F.; ROBRA, S.; BOCKREIS, A. Mechanical separation of impurities in biowaste: Comparison of four different pretreatment systems. **Waste Management**, v. 106, p. 12-20, 2020.

ALEXIS, P. O. B.; PATRICIA, T. L.; FERNANDO, M. R. L.; MARCELA, C. C. L.; CARLOS, V. F.; ALEXANDER, T. L. W.; ABDÓN, O. A. J. Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. **Ingeniería, investigación y tecnología**, v. 16, n. 4, p. 515-526, 2015.

ALHASSAN, H.; KWAKWA, P. A.; OWUSU-SEKYERE, E. Households' source separation behaviour and solid waste disposal options in Ghana's Millennium City. **Journal of environmental management**, v. 259, p. 110055, 2020.

ALI, N. E. H.; SIONG, H. C. Urban Solid Waste Minimisation in Malaysia - The case of Shah Alam City Hall, Selangor. In: CONFERENCE ON URBAN PLANNING & MANAGEMENT IN MALAYSIA, 2012, Renaissance Hotel, Kuala Lumpur.

ALMEIDA, E. M. DE; RODRIGUEZ, M. V. R. Y.; DANTAS, M. A. R. Sistema de Gestão de coleta seletiva em condomínios residenciais e treinamento ambiental, visando destinar corretamente os resíduos sólidos para a cadeia da reciclagem. **Sustainable Business International Journal**, n. 61, 2016.

ALVAREZ, M. D.; SANS, R.; GARRIDO, N.; TORRES, A. Factors that affect the quality of the bio-waste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. **Waste Management**, v. 28, n. 2, p. 359-366, 2008.

ANDRADE, P.A. DE. Verticalização em João Pessoa. Produção do espaço e transformações urbanas. 2017. Disponível em: <<https://vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/17.204/6555>>. Acesso em: 10/02/2022.

ANDRADE, F.H.B; BORGES, A.C; LOPES, D; SARMENTO, A.P. Desempenho de reatores anaeróbios tratando RSU com diferentes inóculos: resíduos de produção animal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26, 2011, Porto Alegre, Anais... Porto Alegre, 2011.

ANCAT; PRAGMA. **Anuário da reciclagem**. Brasília, 2020. Disponível em: <<http://anuariodareciclagem.eco.br/>>. Acesso em: 18/01/2021.

APHA, AWWA. WEF. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater, v. 22, 2012.

ARIUNBAATAR, J.; PANICO, A.; ESPOSITO G.; PIROZZI F.; LENS, P.N.L. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. **Applied energy**, v. 123, p. 143-156, 2014.

ATHANASIOU, M; MAKRYNOS, G; DOUNIAS, G. Respiratory health of municipal solid waste workers. **Occupational medicine**, v. 60, n. 8, p. 618-623, 2010.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; BESERRA, L. B. D. S.; FAGUNDES, S. F. Sobre a geração de resíduos sólidos domiciliares em bairros de classe média e alta de João Pessoa. **Revista de estudos ambientais**, v. 9, n. 2, p. 73-88, 2007.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; ONOFRE, F. L.; DE SÁ BESERRA, L. B. Tax calculation proposal for waste collection based on the amount of residential solid waste. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 36, n. 1, p. 15-21, 2014.

AYODELE, T. R.; ALAO, M. A.; OGUNJUYIGBE, A. S. O. Recyclable resources from municipal solid waste: Assessment of its energy, economic and environmental benefits in Nigeria. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 134, p. 165-173, 2018.

AZEVEDO, G. O.D. De. **Por menos lixo: A minimização dos resíduos sólidos urbanos na cidade do Salvador/Bahia**. 2004. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Escola Politécnica da Universidade da Bahia, Salvador, 2004.

BALA, R.; GAUTAM, V.; MONDAL, M. K. Improved biogas yield from organic fraction of municipal solid waste as preliminary step for fuel cell technology and hydrogen generation. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 1, p. 164-173, 2019.

BARCELOS, B.R DE. **Avaliação de diferentes inócuos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e recursos hídricos) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, 2009.

BASSANI, P. D. B. **Caracterização de resíduos sólidos de coleta seletiva em condomínios residenciais – Estudo de caso em Vitória-ES**. 2011. 189f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

BASSANI, P. D.; MOTA, M. M. DA. Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos da Participação Social no bairro Jardim Camburi, Vitória, ES. 2009. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Saneamento Ambiental) – Instituto Federal do Espírito Santo. Vitória, 2009.

BAUR, L. **Estudo e identificação de nitrogênio em efluentes de curtume**. 2012. 136f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

BAYARD, R.; LIU, X.; BENBELKACEM, H.; BUFFIERE, P.; GOURDON, R. Can biomethane potential (BMP) be predicted from other variables such as biochemical composition in lignocellulosic biomass and related organic residues?. **BioEnergy Research**, v. 9, n. 2, p. 610-623, 2016.

BENATO, A.; MACOR, A. Italian Biogas Plants: Trend, Subsidies, Cost, Biogas Composition and Engine Emissions. **Energies**, v. 12, n. 6, p. 979, 2019.

BERNSTAD, A; MALMQUIST, L.; TRUEDSSON, C.; LA COUR JANSEN, J. Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. **Waste Management**, 33, 746–754, 2013.

BERNSTAD, A. Household food waste separation behavior and the importance of convenience. **Waste management**, v. 34, n. 7, p. 1317-1323, 2014.

BERNAD-BELTRÁN, D.; SIMÓ, A.; BOVEA, M. D. Attitude towards the incorporation of the selective collection of biowaste in a municipal solid waste management system. A case study. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2434-2444, 2014.

BÉRRIOS, M. R. Consumismo e geração de resíduos sólidos. **Revista GEOUSP**, n. 6, p. 17-28, 1999.

BETIO, M. M.; SANTOS, M. M. DOS. Contaminação das águas subterrâneas por lixões desativados: avaliação d a antiga área de disposição final de resíduos sólidos de Rolândia PR. In: XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Campinas, SP. 20 a23 setembro 2016.

BISPO, A. V.; GOLIN, R. F.; BILEGO, R. B.; OLIVEIRA, M. N. DE; MELO, M. L. DE. A reciclagem do plástico e sua importância para o meio ambiente. **Interfaces do Conhecimento**, v. 2, n. 3, 2020.

BOONROD, K.; TOWPRAYOON, S.; BONNET, S.; TRIPETCHKUL, S. Enhancing organic waste separation at the source behavior: a case study of the application of motivation mechanisms in communities in Thailand. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 95, p. 77-90, 2015.

BOLLON, J.; LE HYARIC R.; BENBELKACEM, H.; BUFFIÈRE, P. Developement of a kinetic model of a dry digestion processes: focus on acetate degradation and moisture content. **Biochem. Eng. J.** 56, 212-218, 2011.

BRASIL. **Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010a.

_____. **Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010**. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. 2010b.

_____. - Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2016a, 3ª edição, Brasília, DF.

_____. **Brazil First NDC**. 2016b. Disponível em: <<https://www4.unfccc.int/sites/NDCStaging/Pages/Party.aspx?party=BRA>>. Acesso em: 18/01/2021.

_____. **Instrução Normativa SDA nº7, de 12 de abril de 2016**. 2016c.

_____- Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos – consulta pública – 2020a. Disponível em: <<http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%ABlica.pdf>>. Acesso em: 29/12/21.

_____- Ministério do Meio Ambiente. **Aproveitamento Energético do Biogás de Aterro Sanitário**. 2020b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario>>. Acesso em: 15/10/2020.

BRINGHENTI, J. R. **Programas de Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Urbanos: aspectos operacionais e da participação da população**. 2004. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

BRINGHENTI, J. R.; GÜNTHER, W. M. R. Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, p. 421-430, 2011.

BRINGHENTI, J. R.; BASSANI, P. D.; LAIGNIER, I. T. R.; BRAGA, F. D. S.; GÜNTHER, W. M. R. Coleta seletiva em condomínios residenciais verticalizados do município de Vitória (ES): características operacionais e de participação social. **urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 11, 2019.

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. **Applied Energy**, v. 104, p. 170-177, 2013.

BRUSSELAERS, J.; LINDEN, A. V. D. **Bio-waste in Europe — turning challenges into opportunities**. EEA Report; Vol. 2020, No. 4. European Environment Agency. 2020. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/publications/bio-waste-in-europe>>. Acesso em: 04/03/2021.

BUFFIERE, P. ; BAYARD, R. ; GERMAIN, P. **Freins et developpements de la filiere biogaz: les besoins en recherche et developpement**. ETUDE RECORD, n. 07-0418, 2009.

BUSWELL, A. M.; MUELLER, H. F. Mechanism of methane fermentation. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 44, n. 3, p. 550-552, 1952.

CALDERONI, S. **Os Bilhões Perdidos no Lixo**. 4. edição – São Paulo: Humanitas Editora/FFLCH/USP, 2003, 346 p.

GOVERNO DA PARAÍBA. **Atlas eólico Paraíba – Climatologia**. 2016. Disponível em: <<https://mapaeolico.pb.gov.br/>>. Acesso em: 10/02/2022.

CAMPOS, H. K. T. Recycling in Brazil: Challenges and prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 85, p. 130-138, 2014.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração *per capita* de resíduos sólidos no Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v.17, n.2, p. 171-180, 2012.

CAMPOS, R. F. F. DE; BORGA, T.; SARTOREL, A. Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos do município de Iomerê/SC, através de uma análise quantitativa e qualitativa. **Revista geográfica acadêmica**, v. 11, n. 1, p. 64-74, 2017.

CAPA, A.; GARCÍA, R.; CHEN, D.; RUBIERA, F.; PEVIDA, C.; GIL, M. V. On the effect of biogas composition on the H₂ production by sorption enhanced steam reforming (SESR). **Renewable Energy**, v. 160, p. 575-583, 2020.

CARMO, D. L. D., & SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1211-1220, 2012.

CARNEIRO, F.T.; PÉREZ, M.; L.I. ROMERO, L.I, SALES, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. **Bioresource technology**, v. 98, n. 17, p. 3195-3203, 2007.

CARRERE H.; ANTONOPOULOU G.; AFFES R.; PASSOS F.; BATTIMELLI A.; LYBERATOS G.; FERRER I. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. **Bioresource technology**, v. 199, p. 386-397, 2016.

CARVALHO, M.V. **Análise econômica das opções de biometanização, compostagem e reciclagem para tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. 2021. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2021).

CETRULO, T. B.; MARQUES, R.C; CETRULO, N.M.; PINTO, F.S.; MOREIRA, R.M.; MENDIZABAL-CORTES, A.D.; MALHEIROS, T.F. Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 205, p. 179–187, 2018.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. Guia da coleta seletiva de lixo/texto. 2014. São Paulo: CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem, 2014. 2ª edição. ISBN 978-85-85812-08-9.

_____. **Pesquisa Ciclossoft – Resumo executivo**. 2020, 2ª edição.

_____. **Taxas de reciclagem**. 2021a. Disponível em: <<https://cempre.org.br/taxas-de-reciclagem/>>. Acesso em: 20/01/2021.

_____. **Vidro**. 2021b. Disponível em: <<https://cempre.org.br/vidro/>>. Acesso em: 20/01/2021.

_____. **Latas de alumínio**. 2021c. Disponível em: <<https://cempre.org.br/latas-de-aluminio/>>. Acesso em: 20/01/2021.

_____. **Plástico**. 2021d. Disponível em: <<https://cempre.org.br/plasticos/>>. Acesso em: 20/01/2021.

CESARO, A.; BELGIORNO, V. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. **Chemical Engineering Journal**, 240, 24–37, 2014.

CESER- CONSEIL ECONOMIQUE, SOCIAL ET ENVIRONNEMENTAL REGIONAL. **Schema regional biomasse: les conditions d'une réussite**. 2019. Disponível em: <<https://ceser.auvergnerhonealpes.fr/avis-et-contributions/schema-regional-biomasse-les-conditions-d-une-reussite>>. Acesso em: 09/02/2021.

CHAVES, C. A.; ALMEIDA MARQUES, S. DE; SILVEIRA, W. DA. Benefícios da reciclagem de materiais - O caso do alumínio. **Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo**, v. 3, n. 3, p. 111-134, 2018.

CHENITI, H.; SERRADJ, T.; BRAHAMIA, K.; MAKHLOUF, A.; GUERRAICHE, S. Physical knowledge of household waste in Algeria: Generation and composition in the town of Annaba. **Waste management & research**, v. 31, n. 11, p. 1180-1186, 2013.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 5, 1997. 245 p.

CHÍA, M. I. U.; MUÑOZ, M. D. P. S. Determinantes de la generación de residuos sólidos en diez municipios representativos del departamento de Cundinamarca, 2007-2012. **Criterio libre**, v. 12, n. 20, p. 139-162, 2014.

CIBIOGÁS - CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS. **Nota Técnica: N° 01/2019 – Produção de biogás a partir de dejetos da bovinocultura de leite e corte**. Foz do Iguaçu, 2019.

_____. Nota Técnica: N° 001/2021 – Panorama do Biogás no Brasil 2020. Foz do Iguaçu, 2021.

CIMPAN, C.; ROTHMANN, M.; HAMELIN, L.; WENZEL, H. Towards increased recycling of household waste: Documenting cascading effects and material efficiency of commingled recyclables and biowaste collection. **Journal of Environmental Management**, v. 157, p. 69-83, 2015.

CLARKE, W. P. The uptake of anaerobic digestion for the organic fraction of municipal solid waste—push versus pull factors. **Bioresource technology**, v. 249, p. 1040-1043, 2018.

COLÓN, C. J; CADENA, E.; COLAZO, A.B; QUIRÓS, R.; SÁNCHEZ, A.; FONT, X.; ARTOL, A. Toward the implementation of new regional biowaste management plans: Environmental assessment of different waste management scenarios in Catalonia. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 95, p. 143-155, 2015.

COSTA, E. R. H. da; BRINGHENTI, J.; LAIGNIER, I. T. R.; SANTANA, R. D.; GUNTHER, W. M. R.; SILVA, W. R. e. A participação social em programas de coleta seletiva por postos de entrega voluntária no município de Vitória. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. Campo Grande. **Anais...** Campo Grande, 2005.

COSTA, L. E. B.; COSTA, S. K.; CALASANS REGO, N. A.; SILVA JUNIOR, M. F. DA. Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos Domiciliares e perfil socioeconômico no município de Salinas, Minas Gerais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 3, n. 2, 2012.

CREMONEZ, P.A; MITTO, J.Y. DE L; LINS, L.P. **Digestores e Fatores de Controle Operacional**. UNIDO: Setembro, 2021.

COX, J.; GIORGI, S.; SHARP, V.; STRANGE, K.; WILSON, D. C.; BLAKEY, N. Household waste prevention—a review of evidence. **Waste Management & Research**, v. 28, n. 3, p. 193-219, 2010.

DAI, X.; HUA, Y.; DAI, L.; CAI, C. Particle size reduction of rice straw enhances methane production under anaerobic digestion. **Bioresource technology**, v. 293, p. 122043, 2019.

DAL PIAZ, J. F.; FERREIRA, G. M. V. Gestão dos resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marau-RS. **Revista de gestão social e ambiental**, v. 5, n. 1, 2011.

DANGI, M.B.; URYNOWICZ, M.A.; BELBASE, S. Characterization, generation, and management of household solid waste in Tulsipur, Nepal. **Habitat international**, v. 40, p. 65-72, 2013.

DAVIDSSON, Å.; GRUVBERGER, C.; CHRISTENSEN, T. H.; HANSEN, T. L.; JANSEN, J. LA C. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. **Waste management**, v. 27, n. 3, p. 406-414, 2007.

DEEP - DECHETS EAUX ENVIRONNEMENT POLLUTIONS. Détermination de la Matière Organique Oxydable (MOO) – Méthode LGCIE. 2011.

DIAS, J.D. DE S. **Política Nacional de Resíduos Sólidos: impactos sobre a geração de resíduos, coleta de recicláveis, ampliação e frequência dos serviços de limpeza urbana nas regiões brasileiras**. 2019. 43f. Trabalho de Dissertação (Economia Aplicada) - Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande, 2019.

DIAZ, R.; WARITH, M. Life-cycle assessment of municipal solid wastes: Development of the WASTED model. **Waste management**, v. 26, n. 8, p. 886-901, 2006.

DIMITROV, R.; IVANOV, Z.; ZLATEVA, P.; MIHAYLOV, V. Optimization of biogas composition in experimental studies. In: E3S WEB OF CONFERENCES. EDP SCIENCES, 2019. p. 02007.

EBA - EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION. **EBA Annual Report 2020**. 2021. Disponível em: <<https://www.europeanbiogas.eu/eba-annual-report-2020/>>. Acesso em: 05/10/2021.

EUROSTAT. **Municipal waste statistics**. 2021. Disponível em: <<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics->

explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_generation>. Acesso em: 03/02/2021.

EDWIGES, T.; MULLER, R.; MARTINEZ, D. G. **Fundamentos da digestão anaeróbia de substratos agroindustriais - Aspectos Introdutórios sobre o Setor Energético e Político**. 2020a. UNIDO: Agosto, 2020.

_____. **Fundamentos da digestão anaeróbia de substratos agroindustriais - digestão anaeróbica: características do substrato, principais fontes e etapas da produção de biogás**. 2020b. UNIDO: Agosto, 2020.

EKERE, W.; MUGISHA, J.; DRAKE, L. Factors influencing waste separation and utilization among households in the Lake Victoria crescent, Uganda, **Waste Management**, v. 29, Issue 12, December 2009, p. 3047-3051.

ELKADI, A.; MAATOUK, M.; RAISSOUNI, M. ; CHAFIK, T. ; MOUHSSINE, A. Caractérisation des déchets ménagers et assimilés de la ville de Tanger/Characterization of household and assimilated waste in the city of Tangier. **International Journal of Innovation and Applied Studies**, v. 18, n. 2, p. 512, 2016.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Relatório Síntese BEN 2021 – ano base 2020**. 2021. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2021>>. Acesso em: 05/10/2021.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENC. **Meilleures pratiques de gestion des déchets solides: Guide destiné aux décideurs dans les pays en voie de développement**. 2021. Disponível em : <https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-02/documents/swm_guide-french-reducedfilesize_pubnumber_october.pdf>. Acesso em : 12/11/2021.

ESCARIO, J. J.; RODRIGUEZ-SANCHEZ, C.; CASALÓ, L. V. The influence of environmental attitudes and perceived effectiveness on recycling, reducing, and reusing packaging materials in Spain. **Waste Management**, v. 113, p. 251-260, 2020.

FANG, C.; SOMPONG, O.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I. Comparison of UASB and EGSB reactors performance, for treatment of raw and deoiled palm oil mill effluent (POME). **Journal of Hazardous Materials**, v. 189, n. 1-2, p. 229-234, 2011.

FARIA, M.R.A. Caracterização do resíduo sólido urbano da cidade de Leopoldina-MG: proposta de implantação de um centro de triagem. Revista **APS**, v.8, n.2, p. 96-108, 2005.

FEDERAL MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, NATURE CONSERVATION AND NUCLEAR SAFETY. **Waste Management in Germany 2018 Facts, data, diagrams**. 2018. Disponível em: <https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/abfallwirtschaft_2018_en_bf.pdf>. Acesso em: 26/09/21.

FEHR, M. The management challenge for household waste in emerging economies like Brazil: Realistic source separation and activation of reverse logistics. **Waste management & research**, v. 32, n. 9_suppl, p. 32-39, 2014.

FEITOSA, A. K.; BARDEN, J. E.; KONRAD, O. A relação entre a geração de resíduos sólidos domiciliares e os estratos socioeconômicos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 4, p. 379-392, 2018.

FEITOSA, A. K.; BARDEN, J. E. Motivação populacional para participação em um programa de coleta seletiva. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, v. 13, n. 5, p. 36-43, 2019.

FERNANDO, A; LIMA, S. DO C. Caracterização dos resíduos sólidos urbanos do município de Maxixe/Moçambique. **Caminhos de Geografia**, v. 13, n.42, p. 335-345, 2012.

FERRER, I.; GARFÍ, M.; UGETTI, E.; FERRER-MARTÍ, L.; CALDERON, A.; VELO, E. Biogas production in low-cost household digesters at the Peruvian Andes. **Biomass and bioenergy**, v. 35, n. 5, p. 1668-1674, 2011.

FILIPEIA. **Atlas Municipal**. 2021. Disponível em: <<https://filipeia.joaopessoa.pb.gov.br/>>. Acesso em: 21/12/2021.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

FISGATIVA, H.; TREMIER, A.; DABERT, P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. **Waste management**, v. 50, p. 264-274, 2016.

FITAMO, T.; BOLDRIN, A.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I.; SCHEUTZ, C. Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource technology*, 2016, 245-254.

FONSECA, L. H. A. Reciclagem: o primeiro passo para a preservação ambiental. **Revista**, p. 1-30, 2013.

FRANÇA. **Loi no 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte**. 2015a. Disponível em : <<https://www.legifrance.gouv.fr/download/pdf?id=FMF1TotItrXlqeQwdI7cZ--nam6aCtsgM2LdqywZyGE=>>>. Acesso em : 25/04/2021.

_____. **Loi n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la république**. 2015b. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000030985460/>>>. Acesso em : 26/04/2021.

_____. **Pacte national de lutte contre le gaspillage alimentaire 2017-2020**. 2017. Disponível em : <<https://agriculture.gouv.fr/pacte-national-de-lutte-contre-le-gaspillage-alimentaire-les-partenaires-sengagent>>. Acesso em : 26/04/2021.

_____. **Code de l'environnement. Livre V : Prévention des pollutions, des risques et des nuisances. Titre IV : Déchets (Articles L541-1 à L542-14).** 2021. Disponível em : <https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042176062/>. Acesso em: 26/04/2021.

FRANCO, R.T.; COARITA, H.; BAYARD, R.; BUFFIÈRE, P. An improved procedure to assess the organic biodegradability and the biomethane potential of organic wastes for anaerobic digestion. **Waste Management & Research**, v. 37, n. 7, p. 746-754, 2019.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMAN, R.; HUTTNER, A.; DICHTL, N. **Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW.** Waste Management, v. 27, p. 30-43, 2007.

FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Programas municipais de coleta seletiva de lixo como fator de sustentabilidade dos sistemas públicos de saneamento ambiental na região metropolitana de São Paulo.** 2010. Brasília: Fundação Nacional de Saúde.

GALLARDO, A.; GÓMEZ, A.; BOVEA, M. D.; COLOMER, F.; CARLOS, M. Influencia del nivel de ingresos económicos en la recogida selectiva de residuos urbanos **Revista internacional de contaminación ambiental**, v. 29, p. 19-24, 2013.

GALLARDO, A.; CARLOS, M.; COLOMER, F. J.; EDO-ALCÓN, N. Analysis of the waste selective collection at drop-off systems: Case study including the income level and the seasonal variation. **Waste Management & Research**, v. 36, n. 1, p. 30-38, 2018.

GALLARDO, A.; COLOMER-MENDOZA, F. J.; CARLOS-ALBEROLA, M.; BADENES, C.; EDO-ALCÓN, N.; ESTEBAN-ALTABELLA, J. Efficiency of a pilot scheme for the separate collection of the biowaste from municipal solid waste in Spain. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2021.

GARTHER, G. L. Geração de biogás proveniente de resíduos sólidos urbanos em condomínios verticais residenciais: estudo de caso no condomínio Marquês de Firenze. 2015. 68 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2015.

GASQUES, A. C. F. **Caracterização quantitativa e gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Campo Mourão – PR.** 2013. 55 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.

GERSHMAN; BRICKNER; BRATTON. **Integrated Solid Waste Management Overview.** County of Maui Department of Environmental Management Solid Waste Division, 2009. Disponível em: <<https://www.mauicounty.gov/DocumentCenter/View/4502/Overview-of-final-ISWMP?bidId=>>. Acesso em: 25/04/2020.

GIORDAN, M. Z.; GALLI, V. B. Educação Ambiental um eixo norteador na mudança de comportamento. **Anais do X ANPED SUL, Florianópolis, Outubro de**, p. 191-1, 2014.

GIUGLIANO, M.; CERNUSCHI, S.; GROSSO, M.; RIGAMONTI, L. Material and energy recovery in integrated waste management systems. An evaluation based on life cycle assessment. **Waste Management**, v. 31, n. 9-10, p. 2092-2101, 2011.

GIUSTI, L. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste management**, v. 29, n. 8, p. 2227-2239, 2009.

GODECKE, M. V; NAIME, R.H; FIGUEIREDO, J.A.S. O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.8, n.8, p.1700-1712, 2012.

GODOY, M.R.B. Dificuldades para aplicar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil. *Caderno de Geografia*, v.23, n.39, 2013.

GOMES, A. P.; MATOS, M. A.; CARVALHO, I. C. Separate collection of the biodegradable fraction of MSW: An economic assessment. **Waste Management**, v. 28, n. 10, p. 1711-1719, 2008.

GONÇALVES, B. B.; DIAS, J. F. Resíduos Domiciliares Recicláveis: Prospecção para cidades de médio porte. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 1, n. 1, 2009.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n.6, p. 1503-1510, 2012.

GOUVEIA, N.; PRADO, R. R. D. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista de Saúde Pública**, v. 44, p. 859-866, 2010.

GUEDES, N. D. S. Minimização da geração de resíduos sólidos domiciliares e de sua disposição em aterros sanitários: estudo de caso em condomínio vertical na cidade de João Pessoa-PB. **Dissertação**. (Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2020.

GÜELFO, L. F.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.; MÁRQUEZ, D. S.; GARCÍA, L. R. Dry-thermophilic anaerobic digestion of simulated organic fraction of Municipal Solid Waste: Process modeling. **Bioresource technology**, v. 102, n. 2, p. 606-611, 2011.

GÜERECA, L. P.; GASSÓ, S.; BALDASANO, J. M.; JIMÉNEZ-GUERRERO, P. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 49, n. 1, p. 32-48, 2006.

GUERI, M. V. D.; DE SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O.; SCHIRMER, W. N.; BURATTO, W. G.; RIBEIRO, C. B.; BESINELLA, G. B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 08-16, 2018a.

GUERI, M. D.; DE SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 17-25, 2018b.

GUERRA, E. D. **Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos sólidos urbanos no potencial bioquímico de metano (BMP)**. 2020. 92f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2020.

GUIMARÃES, G. C. **Consumo sustentável para a minimização de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2011. 121f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

HALVORSEN, B. Effects of norms and policy incentives on household recycling: An international comparison. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 67, p. 18-26, 2012.

EL HANANDEH, A.; EL-ZEIN, A. Life-cycle assessment of municipal solid waste management alternatives with consideration of uncertainty: SIWMS development and application. **Waste Management**, v. 30, n. 5, p. 902-911, 2010.

HANSEN, T. L.; LA COUR JANSEN, J.; SPLIID, H.; DAVIDSSON, Å.; CHRISTENSEN, T. H. Composition of source-sorted municipal organic waste collected in Danish cities. **Waste Management**, v. 27, n. 4, p. 510-518, 2007a.

HANSEN, T. L.; LA COUR JANSEN, J.; DAVIDSSON, Å.; CHRISTENSEN, T. H. Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. **Waste Management**, v. 27, n. 3, p. 398-405, 2007b.

HARTMANN, H.; MØLLER, H. B.; AHRING, B. K. Efficiency of the anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste: collection and pretreatment. **Waste management & research**, v. 22, n. 1, p. 35-41, 2004.

HERNANDES, A., R.; SILVEIRA, T., A.; SILVA, T. A.; MORAES, C. A.M.; GOMES, L. P. G. Caracterização de rejeitos da triagem de Resíduos Sólidos Urbanos em unidades de catadores. In: 67º Congresso ABM - Internacional, 31 de julho a 3 de agosto de 2012, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIÈRE, P.; CARBALLA, M.; WILDE, V.; EBERTSEDER, F.; FERNÁNDEZ, B.; FICARA, E.; FOTIDIS, I.; FRIGON, J.-C.; DE LACLOS, H. F.; GHASIMI, D. S. M.; HACK, G.; HARTEL, M.; HEERENKLAGE, J.; HORVATH, I. S.; JENICEK, P.; KOCH, K.; KRAUTWALD, J.; LIZASOAIN, J.; LIU, J.; MOSBERGER, L.; NISTOR, M.; OECHSNER, H.; OLIVEIRA, J. V.; PATERSON, M.; PAUSS, A.; POMMIER, S.; PORQUEDDU, I.; RAPOSO, F.; RIBEIRO, T.; PFUND, F. R.; STRÖMBERG, S.; TORRIJOS, M.; EEKERT, M. V.; LIER, J. V.; WEDWITSCHKA, H.; WIERINCK, I. Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science & Technology**, 74, 2515-2522, 2016.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a waste: a global review of solid waste management. 2012. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>>. Acesso em: 21/09/2020.

HOU, C.; SARIGÖLLÜ, E. Waste prevention by consumers' product redistribution: Perceived value, waste minimization attitude and redistribution behavior. **Waste Management**, v. 132, p. 12-22, 2021.

IBA- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório anual 2020 - annual report**. 2020. Disponível em: <<https://iba.org/publicacoes>>. Acesso em: 06/02/2021.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico**. 2000. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **Censo Demográfico**. 2010. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **PNAD Contínua - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua - 2001**. 2001. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – 2015**. 2015. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **PNAD - Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílios Contínua Anual – 2016**. 2016. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **PNAD - Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílios Contínua Anual – 2017**. 2017. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **PNAD - Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílios Contínua Anual – 2018**. 2018. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **PNAD Contínua - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua – 2019**. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14/03/2021.

_____. **IBGE Cidades**. 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/joao-pessoa/panorama>>. Acesso em: 09/02/2022.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Balanço das condições de tempo nas capitais da região Nordeste no mês de dezembro de 2020**. 2021. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/noticias/balan%C3%A7o-das-condi%C3%A7%C3%B5es-de-tempo-em-jo%C3%A3o-pessoa-pb-fortaleza-ce-e-recife-pe-no-m%C3%AAs-de-dezembro-de-2020>>. Acesso em: 09/02/2022.

INSEE – INSTITUT NATIONAL DE LA STATISTIQUE ET DES ÉTUDES ÉCONOMIQUES. Populations légales 2018. Recensement de la population Régions, départements, arrondissements, cantons et communes. 2018. Disponível em : <www.insee.fr>. Acesso em : 13/04/2021.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2010.

_____. **Diagnóstico sobre Catadores de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2012.

IZUMI, K.; OKISHIO, Y. K.; NAGAO, N.; NIWA, C.; YAMAMOTO, S.; TODA, T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International biodeterioration & biodegradation**, v. 64, n. 7, p. 601-608, 2010.

JADOON, A.; BATOOL, S. A.; CHAUDHRY, M. N. Assessment of factors affecting household solid waste generation and its composition in Gulberg Town, Lahore, Pakistan. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 16, n. 1, p. 73-81, 2014.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142-154, 2015.

JANK, A.; MÜLLER, W.; SCHNEIDER, I.; GERKE, F.; BOCKREIS, A. Waste Separation Press (WSP): A mechanical pretreatment option for organic waste from source separation. **Waste management**, 39, 71-77, 2015.

JANK, A.; MÜLLER, W.; WALDHUBER, S.; GERKE, F.; EBNER, C.; BOCKREIS, A. Impurities in pretreated biowaste for co-digestion: A determination approach. **Waste management**, v. 52, p. 96-103, 2016.

JANK, A.; MÜLLER, W.; WALDHUBER, S.; GERKE, F.; EBNER, C.; BOCKREIS, A. Hydrocyclones for the separation of impurities in pretreated biowaste. **Waste Management**, v. 64, p. 12-19, 2017.

JOÃO PESSOA. Lei 8.886, de 23 de dezembro de 2016. Dispõe sobre a Política de Resíduos Sólidos de João Pessoa. *Semanário Oficial do Município*, João Pessoa, PB, 23 dez. 2016.

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. World Bank Publications, 2018. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>>. Acesso em: 07/07/2020.

KHAIR, H.; MUTIA, D. D. S.; MATSUMOTO, T. Study of household solid waste generation and composition in Medan City, Indonesia; a case study in Medan Labuhan and Medan Tuntungan. In: *iop conference series: earth and environmental science*. Iop publishing, 2019. p. 012021.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. **Waste management**, v. 31, n. 8, p. 1737-1744, 2011.

KOCH, P.R; SILVA, M.C. DE A. Avaliação da produção de biogás utilizando glicerol e resíduos de restaurante como substratos orgânicos. **Caderno pedagógico**, Lajeado, v. 14, n. 1, p. 230-241, 2017.

KOMILIS, D.; BARRENA, R.; GRANDO, R. L.; VOGIATZI, V.; SÁNCHEZ, A.; FONT, X. A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential

operating parameters on methane yield. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, n. 2, p. 347-360, 2017.

KSW UK. **Biogas in Practice**. 2021. Disponível em: <http://www.aylshamgrowersrenewables.co.uk/media/SlideShow/Biogas%20in%20Practice_Guide.pdf>. Acesso em: 09/09/2021.

KUCZMAN, O.; GUERI, M. V. D.; DE SOUZA, S. N. M.; SCHIRMER, W. N.; ALVES, H. J.; SECCO, D.; BURATTO, W. G.; RIBEIRO, C. B.; HERNANDES, F. B. Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 382-389, 2018.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 69, p. 407-422, 2017.

_____. Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. **Energy**, v. 197, p. 117253, 2020.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DO AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE)**, 2019.

LAVNITCKI, L.; BAUM, C.M.; BECEGATO, V.A. Política Nacional dos Resíduos Sólidos: abordagem da problemática no Brasil e a situação na região Sul. **Revista ambiente & educação**, v. 23, n. 3, 2018.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. D.; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; DANTAS, A. M. Treatment of solid waste from supply centers and free markets in batch anaerobic reactor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, p. 318-322, 2003.

LIMA, V. DOS S.; CORDEIRO, J. S. Análise da Geração Potencial de Resíduos Sólidos Recicláveis no Município de Rio Claro/SP: Medidas Necessárias à Eficiência no Processo de Coleta Seletiva. In: 1º Simpósio Brasileiro Cidades + Resilientes. Online, 28 -30 de outubro, 2020.

LI, X.; BI, F.; HAN, Z.; QIN, Y.; WANG, H.; WU, W. Garbage source classification performance, impact factor, and management strategy in rural areas of China: A case study in Hangzhou. **Waste Management**, v. 89, p. 313-321, 2019.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, p. 151-167, 2018.

LIOTTA, F.; D'ANTONIO, G.; ESPOSITO, G.; FABBRICINO, M.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; LENS, P. N.; ...; PONTONI, L. Effect of total solids content on methane and volatile fatty acid production in anaerobic digestion of food waste. **Waste management & research**, v. 32, n. 10, p. 947-953, 2014.

LOPES, A, DO C. P.; ROBRA, S.; MÜLLER, W.; MEIRER, M.; THUMSER, F.; ALESSI, A.; BOCKREIS, A. Comparison of two mechanical pre-treatment systems for impurities reduction of source-separated BW. **Waste Management**, 100, 66-74, 2019.

LUCENA, N. V DE; OLIVEIRA, M. M DE. Composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do município de Ingá – PB. In: Congresso Brasileiro de gestão ambiental e sustentabilidade – Congestas 2018. João Pessoa., 17 -19 de outubro, 2018.

LUNA, Y.H.D.M.; ATHAYDE JUNIOR, G. B.; BATISTA,M.M. ; OLIVEIRA, M.M. DE Avaliação da eficiência da coleta seletiva em condomínio vertical de João Pessoa. In: III Simpósio Iberoamericano de Ingenieria de Residuos, 2010, João Pessoa. Anais do III Simpósio Iberoamericano de Ingenieria de Residuos, 2010. v. 1. p. 1-6.

LUNAG, M. N.; ELAURIA, J. C. Characterization and management status of household biodegradable waste in an upland city of Benguet, Philippines. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 23, n. 2, p. 840-853, 2021.

MACIEL, F. P. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. **Waste Management**, v. 31, p. 966-977. 2011.

MANDELI, M; C. C. **Condições de trabalho e morbidade referida para distúrbios osteomusculares em catadores de materiais recicláveis**. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

MARIANO, M.O.H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARTÍ-HERRERO, J.; FLORES, R. A. Evaluation of the low technology tubular digesters in the production of biogas from slaughterhouse wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 199, p. 633-642, 2018.

MARTÍNEZ, N. M. J. La gestión integral de residuos sólidos urbanos en México: entre la intención y la realidad. **Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales**, n. 17, p. 29-56, 2015.

MASSUKADO, L. M. **Sistema de apoio à decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares**. 2004. 272 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

MAYER, M. C. Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos., Mestrado, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 70 pp. 2013.

MEDEIROS, J. E. D. S. F.; PAZ, A. R. D.; MORAIS JÚNIOR, J. D. A. Análise da evolução e estimativa futura da massa coletada de resíduos sólidos domiciliares no município de João Pessoa e relação com outros indicadores de consumo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 119-130, 2015.

MELO, E. S. R. L DE. **Análise de biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

MENEZES, R. O.; CASTRO, S. R.; SILVA, J. B. G.; TEIXEIRA, G. P.; SILVA, M. A. M. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 271-282, 2019.

MENG, Y.; LI, S.; YUAN, H.; ZOU, D.; LIU, Y.; ZHU, B.; ...LI, X. Evaluating biomethane production from anaerobic mono-and co-digestion of food waste and floatable oil (FO) skimmed from food waste. **Bioresource technology**, v. 185, p. 7-13, 2015.

MICOLUCCI, F.; GOTTARDO, M.; CAVINATO, C.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D. MESOPHILIC AND thermophilic anaerobic digestion of the liquid fraction of pressed BW for high energy yields recovery. **Waste management**, 48, 227-235, 2015.

MICOLUCCI, F.; GOTTARDO, M.; CAVINATO, C.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of the liquid fraction of pressed biowaste for high energy yields recovery. **Waste management**, v. 48, p. 227-235, 2016.

MILANEZ, A. Y.; MAIA, G. B. D. S., GUIMARÃES, D. D. Biogás: evolução recente e potencial de uma nova fronteira de energia renovável para o Brasil. 2021.

MINISTERE DE L'ECOLOGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ENERGIE. **Programme national de prévention des déchets 2014-2020**. 2014. Disponível em : <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Programme_national_prevention_dechets_2014-2020.pdf>. Acesso em : 26/04/2021.

MORAIS JUNIOR, J., DE A. **Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique en Installation de Stokage de Déchets (ISD)**. Tese de doutorado: Institut Nayional des Sciences Apliquées de Lyon, 2006, 219p.

MORETTI P.; MORAIS DE ARAUJO J.; BORGES DE CASTILHOS JR; A., BUFFIÈRE, P.; GOURDON, R.; BAYARD R. Characterization of municipal biowaste categories for their capacity to be converted into a feedstock aqueous slurry to produce methane by anaerobic digestion. **Science of The Total Environment**, v. 716, p. 137084, 2020.

MORETTI, P.; DE OLIVEIRA, M. M.; BAYARD, R.; BUFFIERE, P.; DE ARAUJO, J. M.; DE CASTILHOS, A. B.; GOURDON, R. Mechanical pretreatment of municipal biowaste

to produce an aqueous slurry dedicated to anaerobic digestion. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 16, p. 20586-20597, 2021.

NAROZNOVA, I., MØLLER, J., SCHEUTZ, C. Characterisation of the biochemical methane potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. **Waste Management**, v. 50, p. 39-48, 2016.

NAYONO, S.E; WINTER, J.; GALLERT, C. Anaerobic digestion of pressed off leachate from the organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, 30, 1828–183, 2010.

NOVARINO, D.; CHIARA ZANETTI, M. Anaerobic digestion of extruded OFMSW. **Bioresource technology**, 104, 44-50, 2012.

OKONTA, F. N.; MOHLALIFI, M. Assessment of factors affecting source recycling among metropolitan Johannesburg residents. **Waste Management**, v. 105, p. 445-449, 2020.

OKAWARA, J. M. **Avaliação de impacto da política de resíduos sólidos na saúde**. Trabalho de Dissertação (Economia) Fundação Getúlio Vargas, 2018.

OLIVEIRA, M. M. DE; ATHAYDE JÚNIOR, G. B. Estimation of Municipal Solid Waste generation based on income rates and population size in Brazilian municipalities. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 20, n. 2, p. 134-154, 2017.

OLIVEIRA, L. R. DE; SANTOS FILHO, D. A. D.; VASCONCELOS, K. C.; LUCENA, T. V. D.; JUCÁ, J. F.; SANTOS, A. F. D. Methanization potential of anaerobic biodigestion of solid food waste. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, p. 69-73, 2018.

OLIVEIRA, S.F. DE; ANACLETO, C. A. Proposta de reciclagem e reutilização do vidro descartado pela população urbana brasileira. In: VIII Seminário de Iniciação Científica do IFMG, 5., 12 a 14 de agosto de 2019, Campus Ribeirão das Neves.

ONU-BRASIL. **Sobre o nosso trabalho para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. 2021. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 25/04/2021.

PANGALLO, D.; PEDULLÀ, A.; ZEMA, D. A.; CALABRÒ, P. S. Influence of the Preliminary Storage on Methane Yield of Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. **Processes**, v. 9, n. 11, p. 2017, 2021.

PAPARGYROPOULOU, E., STEINBERGER, J. K., WRIGHT, N., LOZANO, R., PADFIELD, R., & UJANG, Z. Patterns and causes of food waste in the hospitality and food service sector: food waste prevention insights from Malaysia. **Sustainability**, v. 11, n. 21, p. 6016, 2019.

PARLAMENTO EUROPEU. **Economia circular: Parlamento pede regras de consumo e reciclagem mais rígidas**. 2021a. disponível em:

<<https://www.europarl.europa.eu/news/pt/press-room/20210204IPR97114/economia-circular-parlamento-pede-regras-de-consumo-e-reciclagem-mais-rigidas>>. Acesso em: 27/04/2021.

_____. **Economia circular: definição, importância e benefícios**. 2021b. Disponível em: <<https://www.europarl.europa.eu/news/pt/headlines/economy/20151201STO05603/economia-circular-definicao-importancia-e-beneficios>>. Acesso em: 27/04/2021.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PHILIPPE, F; CULOT, M. Household solid waste generation and characteristics in Cape Haitian city, Republic of Haiti. **Resources, Conservation and Recycling**, n.54, p.73–78, 2009.

PICPLAST - PLANO DE INCENTIVO À CADEIA DO PLÁSTICO. **Índice de plástico reciclado pós-consumo cresceu em 2019, segundo estudo encomendado pelo PICPLAST**. 2021a. Disponível: <<http://www.picplast.com.br/detalhe-noticia/indice-de-plastico-reciclado-pos-consumo-cresceu-em-2019-segundo-estudo-encomendado-pelo-picplast>>. Acesso em: 20/01/2021.

_____. **Estudo aponta crescimento no índice de plástico reciclado pós-consumo**. 2021b. Disponível em: <[file:///C:/Users/usuario/Downloads/%C3%8Dndice%20de%20Reciclagem%20de%20Pl%C3%A1sticos%20no%20Brasil%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/usuario/Downloads/%C3%8Dndice%20de%20Reciclagem%20de%20Pl%C3%A1sticos%20no%20Brasil%20(1).pdf)>. Acesso em: 20/01/2021.

PIMENTEL, C. H. L.; NÓBREGA, C., C.; PIMENTEL, U., H.; O., JUCÁ, J., F., T.; MARTINS, W., A. A Gestão de resíduos sólidos do município de João Pessoa – PB, uma abordagem sobre as rotas tecnológicas. In: Forum Internacional de Resíduos Sólidos, 10, 12 a 14 de junho, 2019, João Pessoa, PB, Brasil.

PIMENTEL, C. H. L. **A gestão dos resíduos sólidos urbanos no município de João Pessoa/PB - à luz das rotas tecnológicas de tratamento**. Tese de doutorado: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), 2017, 280p.

PMGIRS- PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS. Versão preliminar. 2019. Disponível em: <<https://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>>. Acesso em:15/12/2019.

PMRS - PLANO MUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. Diagnóstico. Disponível em: <<http://antigo.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>>. Acesso em:15/12/2019.

PINTO, R. A. D. F. R.; MONDELLI, G. Potencial de recuperação de recicláveis em um condomínio residencial de grande porte de São Caetano do Sul. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 647-656, 2017.

PROLATA. **Redução do impacto ambiental**. 2021. Disponível em: <<https://www.prolata.com.br/universo-reciclagem/reducao-do-impacto-ambiental/>>. Acesso em: 29/09/2021.

QU, X.; LI, Z.; XIE, X.; SUI, Y.; YANG, L.; CHEN, Y. Survey of composition and generation rate of household wastes in Beijing, China. **Waste Management**, n.29, p. 2618–2624, 2009.

RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogas from different biogas production plants. **Energy**, v. 32, n. 8, p. 1375-1380, 2007.

REN, Y.; YU, M.; WU, C.; WANG, Q.; GAO, M.; HUANG, Q.; LIU, Y. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1069-1076, 2018.

RIO DE JANEIRO - PREFEITURA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO. **Inventário e cenário de emissões de gases do efeito estufa da Cidade do Rio de Janeiro: resumo técnico**. 2011. Disponível em:<http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/1712030/DLFE-222982.pdf/NelsonSINVENTARIOFINALMAC_Resumo_Geral_Inv_e_Cenario_v05abr_E.pdf>. Acesso em: 19/01/2021.

RODRIGUES, L. C.; PUIG-VENTOSA, I.; LÓPEZ, M.; MARTÍNEZ, F. X.; RUIZ, A. G.; BERTRÁN, T. G. The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 251, p. 119601, 2020.

ROUSTA, K.; BOLTON, K.; LUNDIN, M.; DAHLÉN, L. Quantitative assessment of distance to collection point and improved sorting information on source separation of household waste. **Waste management**, v. 40, p. 22-30, 2015.

SANDOVAL-COBO, J. J.; CASALLAS-OJEDA, M. R.; CARABALÍ-OREJUELA, L.; MUÑOZ-CHÁVEZ, A.; CAICEDO-CONCHA, D. M.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L. F.; TORRES-LOZADA, P. Methane potential and degradation kinetics of fresh and excavated municipal solid waste from a tropical landfill in Colombia. **Sustainable Environment Research**, v. 30, n. 1, p. 1-11, 2020.

SANTOS FILHO, D. A. DOS; OLIVEIRA, L. R. G.; FRAGA, T. J. M.; MOTTA SOBRINHO, M. A. DA; JUCÁ, J. F. T. Development of a horizontal reactor with radial agitation to synthesize bio-methane from biomass waste and domestic sewage sludge. **Journal of Cleaner Production**, v. 257, p. 120616, 2020.

SANTOS, J. A. DOS; LIRA SANTOS, D. DE; SANTOS, M. H. DOS; SANTOS, C. B. DOS. Composição gravimétrica e a taxa de geração per capita de Resíduos Sólidos Domiciliares. **Diversitas Journal**, v. 5, n. 4, p. 2586-2596, 2020a.

SANTOS, A., C.; SILVA, C.; GROSZEK, M.; KOŁAT, K.; PEREIRA, R.; SANTOS, P., T. O Uso e Impactos do Plástico: Alternativas no Quotidiano. **Captar**, v. 9, n. 01, p. 37-53, 2020b.

SÃO PAULO - PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO. **Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa do Município de São Paulo de 2003 a 2009 com atualização para 2010 e 2011 nos setores Energia e Resíduos**. São Paulo: ANTP, 2013. 148p. Il. Tab. ISBN: 978-85-62195-01-3.

SCARLAT, N.; MOTOLA, V.; DALLEMAND, J. F.; MONFORTI-FERRARIO, F.; MOFOR, L. Evaluation of energy potential of municipal solid waste from African urban areas. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 1269-1286, 2015.

SCHIEVANO, A.; D'IMPORZANO, G.; MALAGUTTI, L.; FRAGALI, E.; RUBONI, G.; ADANI, F. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5728-5732, 2010.

SECOVI - SINDICATO DA HABITAÇÃO. Caracterização, Mapeamento e Cenários para a Demanda Habitacional no Brasil. 2016. Disponível em: <<https://www.secovi.com.br/downloads/pesquisas-e-indices/cenarios-para-demanda-habitacional-no-brasil/2017/201706-cenarios-demanda-habitacional-brasil.pdf>>. Acesso em: 24/10/2021.

SEIXAS, M. G.; BESERRA, L. B. DE S.; FAGUNDES, G. DE S.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B. Composição gravimétrica e valor econômico de resíduos sólidos exclusivamente domiciliares de bairros de classe média alta em João Pessoa. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental, 08, 2006, Fortaleza, Anais...Fortaleza: Abes, 2006.

SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 41-52, 2012.

SHAMURAD, B.; GRAY, N.; PETROPOULOS, E.; TABRAIZ, S.; SALLIS, P. Improving the methane productivity of anaerobic digestion using aqueous extracts from municipal solid waste incinerator ash. **Journal of environmental management**, v. 260, p. 110160, 2020.

SILVA, V. P. M.; CAPANEMA, L. X. DE L. **Políticas públicas na gestão de resíduos sólidos: experiências comparadas e desafios para o Brasil**. BNDES Set., Rio de Janeiro, v. 25, n. 50, p. 153-200, set. 2019

SILVA, T. H; FREIAS, F. S. N. DE; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p. 95-104. 2013.

SILVA, A. C. Análise da gestão de resíduos sólidos urbanos em capitais do nordeste brasileiro: o caso de Aracaju-SE e João Pessoa-PB. 2014. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa. 2014.

SILVA, J. P; PERONDI, D; RESTELATTO, D; GODINHO, M.; DETTMER, A. Comparação da produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de diferentes tipos de lodo. **Scientia cum industria (sci. Cum ind.)**, v.4, n. 2, p. 9-13, 2016a.

SILVA, G. A.; MORAIS, J. A.; ROCHA, E. R. Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, p. 11-16, 2016b.

SILVA, C. DE O.; KONRAD, O.; CALLADO, N. H.; FEITOSA, A. K.; DE ARAUJO, L. G. S. Discretização da estimativa de geração *per capita* e análise gravimétrica de resíduos sólidos urbanos. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 3, p. 1-19, 2021.

SILVA, J. D. DA; RODRIGUES, C. R. V. Avaliação da fração reciclável presente nos resíduos sólidos urbanos domiciliares gerados em condomínio residencial na cidade de Curitiba-PR. **Revista E-Tech: Tecnologias para Competitividade Industrial-ISSN-1983-1838**, v. 4, n. 1, p. 42-57, 2011.

SILVA, S.P.R. DA; PALHA, M. DE L. A. P. F. Inventário da biomassa produtora de biogás de Pernambuco. **Recife: Gráfica & Copiadora Nacional**, 2016.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2005**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2007.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2006**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2008.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2007**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2009.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2008**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2010.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2009**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2011.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2010**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2012.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2011**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2013.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2012**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2014.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2013**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2015.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2014**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2016.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2015.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2017.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2016.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2018.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2017.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2019.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2019.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2020.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2020.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2021a.

_____. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2020-** Glossário de informações. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 2021b.

SOARES, E. L. DE S. F. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos.** 2011. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOARES, L.V.; ATHAYDE JUNIOR, G. B.; DANTAS, A.M.X. ; MORAIS, A.C. Taxa de geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte da mesorregião do sertão paraibano. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015, Rio de Janeiro. Anais do 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2015. v. 1. p. 1-6.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry - The Principles and Practice of Statistics in Biological Research.** New York: W. H. Freeman and Company, 2 ed. 1981.

STRUKA, M. Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. **Resources, conservation and recycling**, v. 122, p. 155-162, 2017.

SOUZA, T. A. T. de. **Solubilização de material carbonáceo e nutrientes de lodo aeróbio através do pré-tratamento químico.** Tese de doutorado: Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), 2019, 169p.

PIMENTEL, C. H. L. **A gestão dos resíduos sólidos urbanos no município de João Pessoa/PB - à luz das rotas tecnológicas de tratamento.** Tese de doutorado: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), 2017, 280p.

SOUZA, G., C., C.; ARAÚJO, W., E., L. DE. Caracterização física dos Resíduos Sólidos Domiciliares do município de Caçu – GO. Artigo apresentado à Faculdade de Engenharia Ambiental da Universidade de Rio Verde, 2014.

SOUZA, A. F. DE; OLIVEIRA, P. S. DE. Caracterização dos resíduos sólidos urbanos no município de presidente Castelo Branco - PR. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 2, n.2, p. 93-100, jun., 2009.

SOUZA, G.C DE; GUADAGNIN, M.R. 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, 2009.

STENMARCK, Å.; JENSEN, C.; QUESTED, T.; MOATES, G.; BUKSTI, M.; CSEH, B.; ...; ÖSTERGREN, K. **Estimates of European food waste levels**. IVL Swedish Environmental Research Institute, 2016.

STOEVA, K.; ALRIKSSON, S. Influence of recycling programmes on waste separation behaviour. **Waste Management**, v. 68, p. 732-741, 2017.

SUSTENTAMUNDOBR. **Panorama da Coleta Seletiva em Condomínios da Grande João Pessoa 2021**. 2021. Revista Condomínio, n °163.

SWANA. **Solid waste glossary**. Disponível em: <https://swana.org/resources/solid-waste-glossary?_ga=2.105655115.970302279.1629336403-1264092169.1629336403&_gac=1.153757130.1629336403.CjwKCAjw3_KIBhA2EiwAaAAlilSzExANLSc4qv2VGoQQ-7dWjO3ROf1z5ZXQDmE4dGTbGzy2PGejkhCBHcQAvD_BwE>. Acesso em: 10/09/2021.

THANH, N. P.; MATSUI, Y.; FUJIWARA, T. Household solid waste generation and characteristic in a Mekong Delta city, Vietnam. **Journal of Environmental Management**, n. 91, p.2307 – 2321, 2010.

TOPANOU, A. **Gestion des déchets solides ménagers dans la ville d'Abomey-Calavi (Bénin): Caractérisation et essais de valorisation par compostage**. 2012. Tese (Doutorado em Chimie et Applications (UAC) Bénin, Sciences de l'environnement). Université d'Abomey-Calavi e Université d'Aix Marseille, Marseille, 2012.

TORRES-PEREDA; P., PARRA-TAPIA, E.; RODRIGUEZ, M. A.; FELIX-ARELLANO, E.; RIOJAS-RODRIGUEZ, H. **Waste management**, v. 114, p. 183-195, 2020.

TRONCO, G. **Análise dos fatores que dificultam a participação de condôminos nos programas de coleta seletiva de recicláveis em condomínios verticais: O caso de conjuntos residenciais, na região sul da cidade de São Paulo**. 2005. Dissertação (Mestrado em Habitação: Planejamento e Tecnologia) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2005.

TROSCHINETZ, A. M.; MIHELICIC, J. R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste management**, v. 29, n. 2, p. 915-923, 2009.

TSAPEKOS, P.; KOUGIAS, P. G.; EGELUND, H.; LARSEN, U.; PEDERSEN, J.; TRÉNEL, P.; ANGELIDAKI, I. Mechanical pretreatment at harvesting increases the bioenergy output from marginal land grasses. **Renewable energy**, 111, 914-921, 2017.

UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas**. Jornal Oficial da União Europeia, 22/11/2008.2008.

_____. **Comunicação da comissão ao parlamento europeu, ao conselho, ao comité económico e social europeu e ao comité das regiões fechar o ciclo – plano de ação da ue para a economia circular**. 2015. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/ALL/?uri=CELEX%3A52015DC0614>>. Acesso em: 26/04/2021.

_____. **Diretiva 2018/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de maio de 2018, que altera a Diretiva 2008/98 /CE sobre resíduos**. Jornal Oficial da União Europeia, 14/06/2018.2018.

UTAMI, A.; WIDIARTI, I. W.; ASRIFAH, R. R. D.; ASTUTI, F. A.; SANTOSA, D. H., GOMAREUZZAMAN, M.; SUNGKOWO, A. Indonesian Waste Management: Municipal Biowaste Inventory at Yogyakarta City in 2017. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2018. p. 012011.

VALENÇA, R. B.; SANTOS, L. A. DOS; FIRMO, A. L. B.; SILVA, L. C. S. DA; LUCENA, T. V. DE; SANTOS, A. F. D. M. S.; JUCÁ, J. F. T. Influence of sodium bicarbonate (NaHCO₃) on the methane generation potential of organic food waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 317, p. 128390, 2021.

VAN SOEST P.J.;WINE R.H. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. **Journal of Association of Official Analytical Chemists**, vol. 50, n°1, pp. 50-55. 1967.

VENÂNCIO, A. A. M.; DIAS, M. F.; DO AMARAL MELO, P. H.; ALVIM, W. D.; DE BRITO, B. V.; DE BARROS NEVES, B.; ...FERREIRA, B. C. S. Estudo de caso: reciclagem e reúso de vidro em Belo Horizonte-MG. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 32123-32161, 2020.

VELUCHAMY, C.; KALAMDHAD, A. S. A mass diffusion model on the effect of moisture content for solid-state anaerobic digestion. **Journal of cleaner production**, v. 162, p. 371-379, 2017.

VILELA, F.R.; SIMÕES, A.L.G; BIANCO, C.I; SCHALCH, V. Influência da inoculação e da manutenção da temperatura constante sobre a biometanização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. In: Fórum Internacional De Resíduos Sólidos, 7, 2016, Porto Alegre, Anais...Porto Alegre, 2016.

VILLALBA, L.; DONALISIO, R. S.; BASUALDO, N. E. C.; NORIEGA, R. B. Household solid waste characterization in Tandil (Argentina): Socioeconomic, institutional, temporal and cultural aspects influencing waste quantity and composition. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 152, p. 104530, 2020.

XU, F.; LI, Y.; GE, X.; YANG, L.; LI, Y. Anaerobic digestion of food waste—Challenges and opportunities. **Bioresource technology**, v. 247, p. 1047-1058, 2018.

XIAO, L.; LIN, T.; CHEN, S.; ZHANG, G.; YE, Z.; YU, Z. Characterizing urban household waste generation and metabolism considering community stratification in a rapid urbanizing area of china. **Plos one**, v. 10, n. 12, 2015.

WANG, S.; WANG, J.; ZHAO, S.; YANG, S. Information publicity and resident's waste separation behavior: An empirical study based on the norm activation model. **Waste management**, v. 87, p. 33-42, 2019.

WILLMAN, K. W. Information sharing and curbside recycling: A pilot study to evaluate the value of door-to-door distribution of informational literature. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 104, p. 162-171, 2015.

WILSON, D.C. Stick or carrot?: the use of policy measures to move waste management up the hierarchy. **Waste Management & Research**, v. 14, p. 385–398, 1996.

WILTS, H.; FECKE, M.; ZEHER, C. Economics of waste prevention: second-hand products in Germany. **Economies**, v. 9, n. 2, p. 74, 2021.

YUAN, H. A model for evaluating the social performance of construction waste management. **Waste management**, v. 32, n. 6, p. 1218-1228, 2012.

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource technology**, v. 98, n. 4, p. 929-935, 2007.

ZHANG, L.; LEE, Y. W.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. **Bioresource technology**, v. 102, n. 8, p. 5048-5059, 2011.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 10-16, 2013a.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource technology**, v. 129, p. 170-176, 2013b.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383-392, 2014.

ZHANG, B.; LAI, K. H.; WANG, B.; WANG, Z. From intention to action: How do personal attitudes, facilities accessibility, and government stimulus matter for household waste sorting?. **Journal of environmental management**, v. 233, p. 447-458, 2019.

APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO I APLICADO AOS CONDONÍMIOS

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL Informativo/Questionário (Ed. A)

No Brasil, no ano de 2017, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública, foram geradas cerca de 78 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, correspondendo a 0,94 kg/hab.dia, números estes que vem crescendo ao longo dos anos. Esta situação, aliada a uma disposição inadequada dos resíduos em lixões ou aterros sanitários, constitui grande ameaça à manutenção de um meio ambiente equilibrado para a presente e futuras gerações.

Dando continuidade à pesquisa realizada por pesquisadores da UFPB em 2005 e 2019 em condomínios da cidade de João Pessoa, incluindo este edifício, e que teve por objetivo determinar a taxa de geração de resíduos sólidos urbanos (kg/hab.dia), foi iniciada, neste ano, uma nova etapa da pesquisa que além estudar a taxa mencionada, visa **estabelecer estratégias de redução da quantidade de resíduos sólidos a serem encaminhados para aterros sanitários**, que consiste em um dos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Os valores das taxas de geração e composição dos resíduos sólidos encontrados na pesquisa (Período I e II) são apresentados nas Figuras abaixo. Destaca-se que não houve diferença estatisticamente significativa entre as taxas de geração de resíduos entre os dois períodos de estudo (2005 e 2019).

Figura 01 - Taxa de geração de resíduos sólidos
(Ed. A)

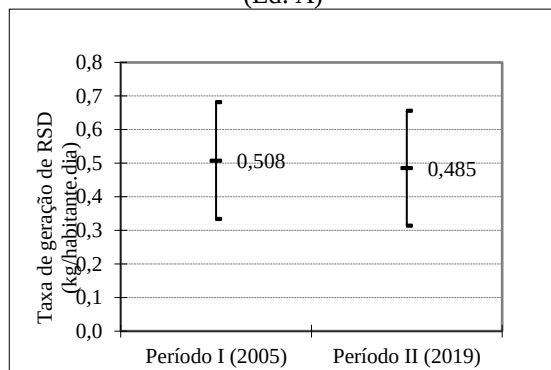
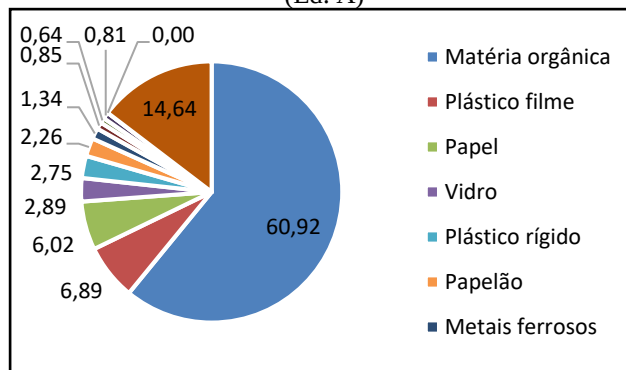


Figura 02 - Composição dos resíduos sólidos (%)
(Ed. A)



Através do presente, estamos solicitando a sua contribuição (opcional) nessa nova etapa da pesquisa, respondendo o presente questionário. Não há necessidade da identificação do respondente (haverá uma urna para depósito do mesmo na portaria). Preferencialmente, o questionário deve ser respondido pela pessoa responsável pelo domicílio, ou equivalente. A distribuição deste informativo/questionário foi autorizada pelo síndico do condomínio.

Para o andamento da pesquisa, pedimos que o questionário seja **devolvido na portaria** até o dia ____/____/2019 (caso o condômino opte em contribuir com a pesquisa).

Agradecemos antecipadamente sua valorosa contribuição para com esta pesquisa.

Prof. Gilson B Athayde Jr. (condômino apto. 1404)
Mariana Moreira de Oliveira (doutoranda PPGECA/UFPA)

QUESTIONÁRIO

1. Antes de visualizar a figura 01, você tinha ideia da quantidade diária de resíduos sólidos gerada por cada pessoa de seu condomínio?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
2. Antes de visualizar a figura 02, você sabia que cerca de 20% dos resíduos do seu condomínio poderiam ser reciclados?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
3. Antes de visualizar a figura 02, você sabia que cerca de 60% dos resíduos do seu condomínio poderiam ser transformados em fertilizante (compostagem) ou ainda em biogás (biometanização)?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
4. Você concorda que a redução da geração de resíduos sólidos é uma importante medida para a manutenção de um meio ambiente equilibrado?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
5. Você acha que os resíduos sólidos têm relação com a geração de gases do efeito estufa?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
6. Você estaria disposto(a) a tentar reduzir a geração de resíduo sólidos em sua residência através de:
 - a) diminuição de embalagens que podem ser evitadas:
() sim () não () não sei/não desejo opinar
 - b) diminuição do uso de produtos descartáveis:
() sim () não () não sei/não desejo opinar
 - c) reutilização de item que permitam tal ação (reutilização de papel, embalagens de vidro, embalagens de plástico, etc):
() sim () não () não sei/não desejo opinar
7. Você estaria disposto(a) a separar o resíduo seco do úmido da sua residência?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
8. Você sabia que a compostagem de resíduos sólidos orgânicos pode ser realizada adequadamente em domicílios?
() sim () não () não desejo opinar
9. Você estaria disposto(a) a realizar a compostagem caseira do resíduo úmido da sua residência?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
10. Você gostaria de receber mais informações em seu condomínio, em forma de curta palestra, sobre como podemos diminuir os impactos gerados pelo descarte e/ou disposição inadequada de resíduos sólidos?
() sim () não () não sei/não desejo opinar
11. Quantas pessoas residem em seu domicílio?
 - a) Residentes fixos (incluindo funcionários que dormem no domicílio):_____
 - b) Funcionários que não dormem no domicílio:_____
 - c) () não desejo informar
12. Qual a renda total de seu domicílio?
() até R\$ 2.000,00 () entre R\$ 2.000,00 e R\$ 4.000,00 () entre R\$ 4.000,00 e R\$ 10.000,00
() entre R\$ 10.000,00 e R\$ 20.000,00 () acima de R\$ 20.000,00 () não desejo informar
13. Qual é a sua escolaridade ?
() sem estudos () fundamental () médio () superior () pós-graduação () não desejo informar
14. Qual é a sua idade?
_____ anos
() não desejo informar

APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO II APLICADO AOS CONDOMÍNIOS

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL Informativo/Questionário

A implantação da coleta seletiva dos materiais secos recicláveis foi iniciada no condomínio em abril de 2021, como parte da pesquisa realizada por pesquisadores da UFPB em condomínios da cidade de João Pessoa, incluindo este edifício, e que tem por objetivo determinar a taxa de geração de resíduos sólidos urbanos (kg/hab.dia), assim como estabelecer estratégias de redução da quantidade de resíduos sólidos a serem encaminhados para aterros sanitários, que consiste em um dos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Foi observado a destinação de 19% dos resíduos produzidos no coletor seco e 81% no coletor úmido (Figura 1). Dentre os resíduos do coletor seco, cerca de 87% foram destinados corretamente, enquanto que 13% corresponde ao material úmido, tais como restos de alimentos. Já no coletor úmido, 95% foi destinado corretamente e 5% foi constituído de material seco reciclável (Figura 2).

Figura 01 - Separação dos resíduos destinados em cada coletor

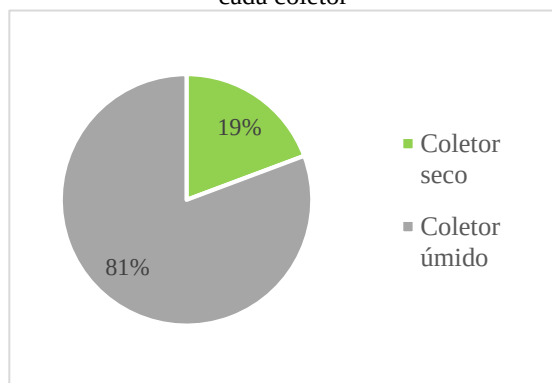
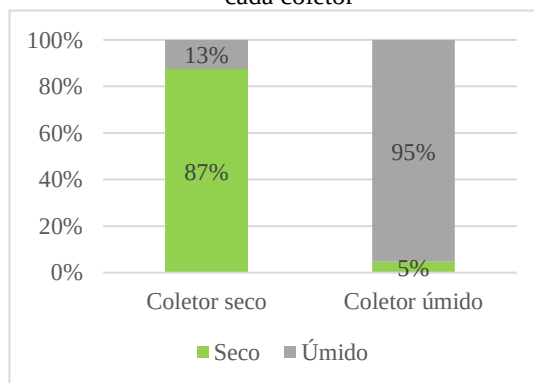


Figura 02 - Destinação adequada do resíduo em cada coletor



Considerando as medidas de minimização que auxiliam na redução da geração dos resíduos, assim como a coleta seletiva implantada, solicitamos sua participação voluntária, ao responder o presente questionário.

Para o andamento da pesquisa, pedimos que o questionário seja **devolvido na portaria** até o dia **19/11/2021** (caso o condômino opte em contribuir com a pesquisa).

Agradecemos antecipadamente sua valiosa contribuição para com esta pesquisa.

Mariana Moreira de Oliveira (doutoranda PPGECA/UFPA)
Prof. Gilson B Athayde Jr. (PPGECA /UFPA)

QUESTIONÁRIO

15. Você e/ou sua família está/estão participando da coleta seletiva?

() sim () não () não desejo opinar

16. Qual a maior dificuldade de participar da coleta seletiva (estando participando ou não)?

- () não encontro dificuldade
() tempo para separar os recicláveis
() dificuldade de saber quais materiais são recicláveis
() ausência de coletor para destinar o resíduo reciclável em casa
() dificuldade em mudar os hábitos próprios e dos demais
() não ter certeza da importância dessa ação para o meio ambiente
() outro: _____

17. Você/sua família adotou alguma das medidas de minimização da geração de resíduos descritas na lista abaixo?

- a) Não adquirir um **novo objeto**, a menos que ele seja realmente necessário (priorizar reutilização, troca, planejamento das compras...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ dificuldade de mudar os hábitos de consumo
☐ outro: _____
- b) Evitar o uso de **embalagem** (optar por produtos a granel, produtos com refil, sacolas desnecessárias...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ praticidade do uso de embalagens recicláveis
☐ outro: _____
- c) Evitar o **desperdício** (de papel, alimentos...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ tenho tais itens em grande quantidade, então não preciso economizar
☐ outro: _____
- d) Usar a **criatividade** (reutilizar objetos, embalagens, roupas, incluir sementes, cascas, talos e folhas nas receitas...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ dificuldade de encontrar novos usos para os objetos ☐ prefiro utilizar objetos novos
☐ outro: _____
- e) Dar prioridade aos **objetos vida útil prolongada** (sacolas retornáveis, evitar descartáveis...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ prefiro objetos de última geração ☐ mais trabalho ao evitar produtos descartáveis
☐ outro: _____
- f) Dar prioridade aos **objetos recicláveis/sustentáveis** (plásticos biodegradáveis, buchas vegetais...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ dificuldade em encontrar objetos recicláveis/sustentáveis
☐ preço mais elevado dos objetos recicláveis/sustentáveis comparado aos tradicionais
☐ outro: _____
- g) **Doar/vender objetos** que não são mais necessários (roupas, sapatos, brinquedos, móveis, eletrônicos...);
☐ sim ☐ não ☐ não sei/não desejo opinar
- Se não, a maior dificuldade de implantar essa medida?
☐ dificuldade em encontrar locais para venda/troca de objetos ☐ prefiro usar objetos novos
☐ outro: _____

18. Deseja fazer alguma observação/sugestão?

APÊNDICE C – COLETA SELETIVA NO CONDOMÍNIO C

As Figuras C1 a C5 ilustram os coletores, identificadores e informativos utilizados na coleta seletiva no condomínio C. A Figura C6 ilustra os coletores utilizados na coleta seletiva do condomínio D.

Figura C1 – Coletores utilizados na coleta seletiva



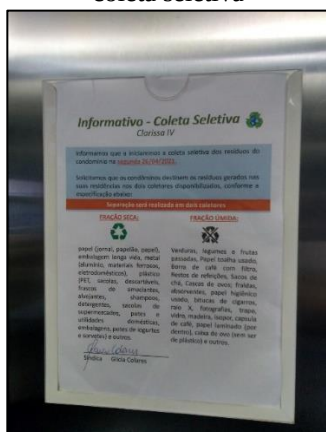
Fonte: Autora (2022)

Figura C2 – Identificação do resíduo reciclável e úmido



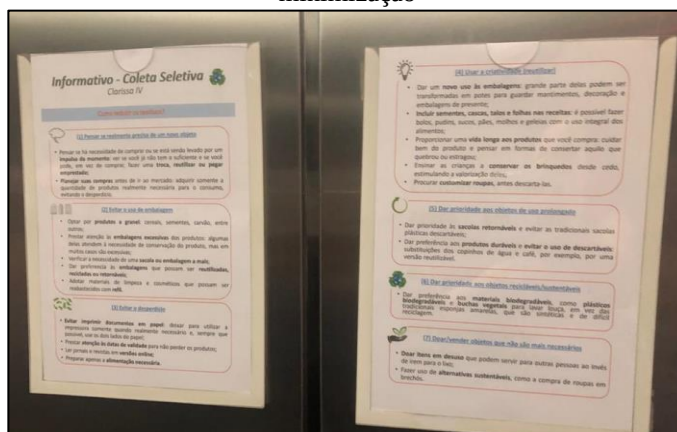
Fonte: Autora (2022)

Figura C3 – Informativo do início da coleta seletiva



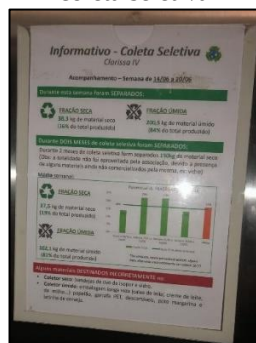
Fonte: Autora (2022)

Figura C4 – Informativo sobre medidas de minimização



Fonte: Autora (2022)

Figura C5 – Informativo de acompanhamento da coleta seletiva



Fonte: Autora (2022)

Figura C6 – Coletores utilizados na coleta seletiva



Fonte: Guedes (2020)

APÊNDICE D – DADOS DE GERAÇÃO E VALORAÇÃO DA FSRSD POR TIPO DE MATERIAL

Geração da FSRSD por tipo de material												
Material	Cenário II potencial					Cenário II - real		Cenário II - hipotético				
	A	B	C	D	JP	C	D	A	B	C	D	JP
Geração da FSRSD (kg.ano ⁻¹)												
Plástico filme	1.487	226	465	39	1.670.082	465	39	1.219	185	381	32	1.369.468
Papelão	2.125	94	318	59	1.627.951	318	59	1.742	77	261	48	1.334.919
Plástico rígido (exceto PET)	1.111	132	507	35	1.390.712	507	35	911	108	416	29	1.140.384
Vidro	2.259	147	184	21	1.256.733	184	21	1.853	121	151	17	1.030.521
Papel	1.025	36	125	91	1.372.362	125	91	841	30	102	75	1.125.337
Alumínio	106	108	136	2	392.336	136	2	87	88	111	1	321.716
PET	244	25	219	-	427.684	219	-	200	21	179	-	350.701
Metais ferrosos	281	19	217	11	429.079	217	11	231	16	178	9	351.845
Embalagem longa-vida	148	20	125	12	315.523	125	12	121	16	103	10	258.729
Total	8.786	808	2.295	269	8.882.462	2.295	269	7.204	663	1.882	221	7.283.619
Total por cenário	12.158				-	2.564		9.969				-
Geração da FSRSD (kg.hab.ano ⁻¹)												
Plástico filme	5,8	7,3	6,8	5,5	6,1	6,8	5,5	4,8	6,0	5,6	4,5	5,0
Papelão	8,3	3,0	4,7	8,4	5,9	4,7	8,4	6,8	2,5	3,8	6,9	4,8
Plástico rígido (exceto PET)	4,4	4,3	7,5	5,1	5,0	7,5	5,1	3,6	3,5	6,1	4,1	4,1
Vidro	8,9	4,8	2,7	3,0	4,6	2,7	3,0	7,3	3,9	2,2	2,4	3,7
Papel	4,0	1,2	1,8	13,0	5,0	1,8	13,0	3,3	1,0	1,5	10,6	4,1
Alumínio	0,4	3,5	2,0	0,2	1,4	2,0	0,2	0,3	2,9	1,6	0,2	1,2
PET	1,0	0,8	3,2	-	1,5	3,2	-	0,8	0,7	2,6	-	1,3
Metais ferrosos	1,1	0,6	3,2	1,6	1,6	3,2	1,6	0,9	0,5	2,6	1,3	1,3
Embalagem longa-vida	0,6	0,6	1,8	1,7	1,1	1,8	1,7	0,5	0,5	1,5	1,4	0,9
Total	34,5	26,1	33,7	38,4	32,2	33,7	38,4	28,3	21,4	27,7	31,5	26,4
Média por cenário	33				-	36		27				-

Fonte: Autora (2022)

Valoração da FSRSD por tipo de material

Material	Cenário II potencial					Cenário II - real		Cenário II - hipotético				
	A	B	C	D	JP	C	D	A	B	C	D	JP
Valoração da fração seca dos RSD (R\$/ano)												
Plástico filme	R\$ 1.561	R\$ 237	R\$ 488	R\$ 41	R\$ 1.753.586	R\$ 488	R\$ 41	R\$ 1.280	R\$ 195	R\$ 400	R\$ 33	R\$ 1.437.941
Papelão	R\$ 1.912	R\$ 85	R\$ 286	R\$ 53	R\$ 1.465.155	R\$ 286	R\$ 53	R\$ 1.568	R\$ 70	R\$ 234	R\$ 43	R\$ 1.201.427
Plástico rígido (exceto PET)	R\$ 2.221	R\$ 264	R\$ 1.014	R\$ 71	R\$ 2.781.424	R\$ 1.014	R\$ 71	R\$ 1.821	R\$ 217	R\$ 831	R\$ 58	R\$ 2.280.767
Vidro	R\$ 226	R\$ 15	R\$ 18	R\$ 2	R\$ 125.673	R\$ 18	R\$ 2	R\$ 185	R\$ 12	R\$ 15	R\$ 2	R\$ 103.052
Papel	R\$ 231	R\$ 8	R\$ 28	R\$ 20	R\$ 308.781	R\$ 28	R\$ 20	R\$ 189	R\$ 7	R\$ 23	R\$ 17	R\$ 253.201
Alumínio	R\$ 582	R\$ 593	R\$ 748	R\$ 9	R\$ 2.157.849	R\$ 748	R\$ 9	R\$ 477	R\$ 487	R\$ 613	R\$ 8	R\$ 1.769.437
PET	R\$ 586	R\$ 60	R\$ 525	-	R\$ 1.026.442	R\$ 525	-	R\$ 481	R\$ 49	R\$ 430	-	R\$ 841.683
Metais ferrosos	R\$ 225	R\$ 16	R\$ 174	R\$ 9	R\$ 343.263	R\$ 174	R\$ 9	R\$ 185	R\$ 13	R\$ 142	R\$ 7	R\$ 281.476
Embalagem longa-vida	R\$ 30	R\$ 4	R\$ 25	R\$ 2	R\$ 63.105	R\$ 25	R\$ 2	R\$ 24	R\$ 3	R\$ 21	R\$ 2	R\$ 51.746
Total	R\$ 7.575	R\$ 1.282	R\$ 3.305	R\$ 208	R\$ 10.025.280	R\$ 3.305	R\$ 208	R\$ 6.211	R\$ 1.052	R\$ 2.710	R\$ 170	R\$ 8.220.729
Total por cenário	R\$ 12.370				-	R\$ 3.513		R\$ 10.143				-
Valoração da fração seca dos RSD (R\$.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)												
Plástico filme	R\$ 6,1	R\$ 7,7	R\$ 7,2	R\$ 5,8	R\$ 6,4	R\$ 7,2	R\$ 5,8	R\$ 5,0	R\$ 6,3	R\$ 5,9	R\$ 4,8	R\$ 5,2
Papelão	R\$ 7,5	R\$ 2,7	R\$ 4,2	R\$ 7,6	R\$ 5,3	R\$ 4,2	R\$ 7,6	R\$ 6,1	R\$ 2,2	R\$ 3,4	R\$ 6,2	R\$ 4,4
Plástico rígido (exceto PET)	R\$ 8,7	R\$ 8,5	R\$ 14,9	R\$ 10,1	R\$ 10,1	R\$ 14,9	R\$ 10,1	R\$ 7,1	R\$ 7,0	R\$ 12,2	R\$ 8,3	R\$ 8,3
Vidro	R\$ 0,9	R\$ 0,5	R\$ 0,3	R\$ 0,3	R\$ 0,5	R\$ 0,3	R\$ 0,3	R\$ 0,7	R\$ 0,4	R\$ 0,2	R\$ 0,2	R\$ 0,4
Papel	R\$ 0,9	R\$ 0,3	R\$ 0,4	R\$ 2,9	R\$ 1,1	R\$ 0,4	R\$ 2,9	R\$ 0,7	R\$ 0,2	R\$ 0,3	R\$ 2,4	R\$ 0,9
Alumínio	R\$ 2,3	R\$ 19,1	R\$ 11,0	R\$ 1,4	R\$ 7,8	R\$ 11,0	R\$ 1,4	R\$ 1,9	R\$ 15,7	R\$ 9,0	R\$ 1,1	R\$ 6,4
PET	R\$ 2,3	R\$ 1,9	R\$ 7,7	-	R\$ 3,7	R\$ 7,7	#VALOR!	R\$ 1,9	R\$ 1,6	R\$ 6,3	-	R\$ 3,0
Metais ferrosos	R\$ 0,9	R\$ 0,5	R\$ 2,6	R\$ 1,3	R\$ 1,2	R\$ 2,6	R\$ 1,3	R\$ 0,7	R\$ 0,4	R\$ 2,1	R\$ 1,0	R\$ 1,0
Embalagem longa-vida	R\$ 0,1	R\$ 0,1	R\$ 0,4	R\$ 0,3	R\$ 0,2	R\$ 0,4	R\$ 0,3	R\$ 0,1	R\$ 0,1	R\$ 0,3	R\$ 0,3	R\$ 0,2
Total	R\$ 29,7	R\$ 41,4	R\$ 48,6	R\$ 29,7	R\$ 36,3	R\$ 48,6	R\$ 29,7	R\$ 24,4	R\$ 33,9	R\$ 39,9	R\$ 24,3	R\$ 29,8
Média por cenário	R\$ 37,3				-	R\$ 39,1		R\$ 30,6				-

Fonte: Autora (2022)

APÊNDICE E – SÍNTESE DOS CENÁRIOS – CONDOMÍNIOS E JOÃO PESSOA

Síntese das estimativas para cada cenário – Condomínios e João Pessoa

Estimativas	Condomínios A, B, C e D						João Pessoa				
	Cenário I	Cenário II			Cenário III		Cenário I	Cenário II		Cenário III	
		Potencial	Real	Hipotético	Potencial	Hipotético		Potencial	Hipotético	Potencial	Hipotético
RSD (t.ano ⁻¹)	64	57	12	57	57	57	53.392	41.001	41.001	41.001	41.001
FSRSD (t.ano ⁻¹)	-	12	2	10	12	10	-	8.815	7.229	8.815	7.229
FORSD (t.ano ⁻¹)	-	-	-	-	37	30	-	-	-	24.191	19.594
FSRSD (Kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	-	33	36	27	33	27	-	32	26	32	26
FORSD (Kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	-	-	-	-	101	82	-	-	-	88	71
Massa enviada ao aterro sanitário (t.ano ⁻¹)	64	45	10	47	8	18	53.392	32.186	33.773	7.995	14.178
Massa enviada ao aterro sanitário (%)	100%	79%	83%	82%	15%	31%	100%	79%	82%	20%	35%
Massa de RSD passível de ser tratada (t)	-	12	2	10	49	40	-	8.815	7.229	33.006	26.823
Massa de RSD passível de ser tratada (%)	-	21%	17%	18%	85%	69%	-	21%	18%	80%	65%
Energia economizada (toe)	-	10	3	8	10	8	-	8.449	6.929	8.449	6.929
Energia economizada (%)	-	68%	76%	68%	68%	68%	-	70%	70%	70%	70%
GEE economizado – CO ₂ CH ₄ (CO ₂ eq)	-	26.566	6.370	21.784	26.566	21.784	-	21.190.912	93.403.473	21.190.912	93.403.473
GEE economizado - CO ₂ CH ₄ (%)	-	112%	102%	112%	112%	112%	-	111%	102%	111%	102%
FSRSD (R\$.ano ⁻¹)	-	R\$ 12.370	R\$ 3.513	R\$ 10.143	R\$ 12.370	R\$ 10.143	-	R\$ 10.025.280	R\$ 8.220.729	R\$ 10.025.280	R\$ 8.220.729
FSRSD (R\$.hab. ⁻¹ .ano ⁻¹)	-	37	39	31	37	31	-	36	30	36	30
CH ₄ (m3)	-	-	-	-	4	3	-	-	-	2.393	1.939
Energia elétrica gerada (kWh/ano)	-	-	-	-	12	10	-	-	-	6.971	5.647

Fonte: Autora (2022)