

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**

**Angélica Fátima Mantelli Streit**

**RESÍDUOS POLIMÉRICOS: QUANTIFICAÇÃO, CARACTERIZAÇÃO,  
LAVAGEM E TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO  
PROCESSO**

Santa Maria, RS  
2016

**Angélica Fátima Mantelli Streit**

**RESÍDUOS POLIMÉRICOS: QUANTIFICAÇÃO, CARACTERIZAÇÃO, LAVAGEM  
E TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO PROCESSO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Área de Concentração em Desenvolvimento de Processos Agroindustriais e Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química.**

Orientador: Prof. Dr. Daniel Assumpção Bertuol  
Coorientador: Prof. Dr. Guilherme Luiz Dotto

Santa Maria, RS,  
2016

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Mantelli Streit , Angélica Fátima  
RESÍDUOS POLIMÉRICOS: QUANTIFICAÇÃO, CARACTERIZAÇÃO,  
LAVAGEM E TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO PROCESSO /  
Angélica Fátima Mantelli Streit .-2016.  
125 p.; 30cm

Orientador: Daniel Assumpção Bertuol  
Coorientador: Guilherme Luiz Dotto  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Química, RS, 2016

1. Resíduos poliméricos. 2. Lavagem 3. Tratamento de  
efluentes I. Assumpção Bertuol, Daniel II. Dotto,  
Guilherme Luiz III. Título.

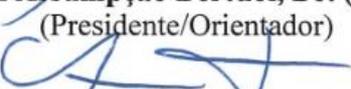
Angélica Fátima Mantelli Streit

**RESÍDUOS POLIMÉRICOS: QUANTIFICAÇÃO, CARACTERIZAÇÃO, LAVAGEM  
E TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO PROCESSO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Área de Concentração em Desenvolvimento de Processos Agroindustriais e Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química.** .

**Aprovado em 05 de abril de 2016**

  
\_\_\_\_\_  
**Daniel Assumpção Bertuol, Dr. (UFSM)**  
(Presidente/Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
**Guilherme Luiz Dotto, Dr. (UFSM)**  
(Coorientador)

  
\_\_\_\_\_  
**Eduardo Hiromitsu Tanabe, Dr. (UFSM)**

  
\_\_\_\_\_  
**Franco Dani Rico Amado, Dr. (UESC)**

Santa Maria, RS  
2016

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por sempre estar presente em minha vida, me concedendo saúde para que eu possa realizar com êxito o que me é proposto e por me encorajar frente às inúmeras adversidades que nos são postas em nosso dia-a-dia e principalmente por estar vencendo mais essa etapa.

A minha família, em especial meu pai João Streit e a minha mãe Lúcia Mantelli Streit, que sempre me incentivaram e me fizeram persistir nos momentos mais difíceis dessa caminhada, por todo apoio, confiança depositada em mim e principalmente pelo amor e dedicação de todos esses anos da minha vida, os quais sem dúvida alguma são os principais responsáveis por mais um sonho realizado.

A minha irmã Aline Streit, pela amizade, carinho, amor e apoio prestado a mim em todos os momentos que eu precisei, além disso, por todos os seus valiosos conselhos.

A todos os professores, em especial ao meu orientador Daniel Bertuol e ao meu coorientador Guilherme Dotto, por todo o auxílio e apoio prestado, pela disponibilidade, paciência e pelos conhecimentos oferecidos. Sem dúvida alguma a realização deste trabalho não seria possível sem a contribuição de vocês.

A todos os técnicos e funcionários do departamento de engenharia química, em especial à técnica Mariana Bassaco, pela disponibilidade, dedicação e ajuda prestada para interpretação dos resultados das análises químicas. E mais que isso, agradeço pela sua amizade, carinho, que certamente levarei para o resto da vida.

A aluna de iniciação científica Marianna Santana, pelo empenho, responsabilidade e dedicação ao realizar as atividades que lhe foram propostas.

Aos professores Elvis Carissimi, Debora Missio Bayer e Andressa de Oliveira Silveira do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSM, que permitiram e contribuíram para a realização das análises físico-químicas no laboratório de engenharia do Meio Ambiente (LEMA). Também agradeço à Julia Manfio, Keila Hedlund e Samara Decezaro pela ajuda e ensinamentos prestados para o desenvolvimento dessas análises. Serei eternamente grata a vocês, pois foram fundamentais para que o meu trabalho pudesse ser realizado.

Agradeço também a Associação de Seleccionadores de Materiais Recicláveis de Santa Maria – RS (ASMAR), pela disponibilidade para conosco nas diversas vezes que necessitamos, pelo repasse de alguns de seus dados, dos materiais recicláveis utilizados nesse

trabalho e pela troca de experiências. Com certeza este estudo só foi possível devido à ajuda e colaboração de vocês.

Aos meus colegas e amigos Fabiane Granzotto, Daliomar Lourenço, André Vicente da Silveira, Simara Somacal, Luciana Luft, Denise Tonato Sabrina Somacal, Ruziele Sandri e Thiarles Brun por todo o apoio e ajuda ao longo desse período. De forma geral, agradeço a todos os colegas e amigos, que me acompanharam e me deram forças para sempre seguir em frente apesar de tantos desafios, sem dúvida alguma serão lembrados para sempre.

Ao meu namorado, companheiro e amigo fiel Leoncio Souza, por toda a compreensão, carinho, amor e pela paciência em me escutar incansavelmente falando sobre o trabalho. Meu muito obrigada por tudo o que você sempre fez e faz por mim, pela força, incentivo e coragem que me deste.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que direta ou indiretamente me ajudaram na conclusão dessa jornada. Certamente palavras não são suficientes para expressar a gratidão que tenho por todos vocês, porém tenho a dizer muito obrigada a todos por terem colaborado nesta etapa tão importante da minha vida!

## RESUMO

### RESÍDUOS POLIMÉRICOS: QUANTIFICAÇÃO, CARACTERIZAÇÃO, LAVAGEM E TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO PROCESSO

AUTOR: Angélica Fátima Mantelli Streit  
ORIENTADOR: Daniel Assumpção Bertuol  
COORIENTADOR: Guilherme Luiz Dotto

Com a industrialização, o crescimento demográfico e os padrões de consumo da sociedade há o aumento da geração de resíduos sólidos, entre os quais destacam-se os resíduos poliméricos. Assim, a reciclagem surge como uma alternativa viável, porém para que esta seja efetiva é de suma importância a realização da lavagem desses resíduos, assim como, do tratamento do efluente gerado nesse processo. Diante disso, o principal objetivo deste estudo foi realizar a quantificação, a caracterização e lavagem dos resíduos poliméricos, bem como, tratar o efluente gerado no processo. Para a quantificação dos diferentes resíduos poliméricos foi realizada uma coleta de dados na Associação de Seleccionadores de Materiais Recicláveis (ASMAR). Onde, também foram coletadas as embalagens de PEAD, PEBD e PP, que foram caracterizadas quanto ao seu grau de contaminantes e posteriormente foram utilizadas no processo de lavagem. O processo de lavagem foi desenvolvido em três etapas (pré-lavagem, lavagem e enxague), sendo utilizados diferentes produtos de limpeza. Quanto ao tratamento do efluente foi adotado um processo físico-químico, via coagulação/floculação, sedimentação, seguida ainda por filtração. Os seguintes coagulantes foram utilizados: quitosana em pó, quitosana diluída em ácido acético, tanino SG, tanino SL e sulfato de alumínio. Os resultados obtidos a partir da quantificação dos diferentes resíduos poliméricos coletados pela ASMAR demonstraram que as resinas mais representativas no ano de 2014 foram a de PEBD, com 33,87% e a de PEAD com 21,74%. Referente à caracterização dos resíduos poliméricos em função do seu grau de contaminantes foi possível verificar que as embalagens de PP e PEAD, apesar de serem provenientes de coleta seletiva ainda continham um elevado grau de contaminantes, diferentemente das embalagens de PEBD. Quanto ao processo de lavagem, foi possível averiguar que as três etapas desenvolvidas, consistem em uma sequência eficiente para obtenção de resíduos poliméricos limpos e próprios para posterior reciclagem. Além disso, a combinação de ácido sulfônico com lauril e hidróxido de sódio se mostrou mais eficiente que as demais condições testadas na etapa de lavagem. Quanto ao tratamento do efluente, os resultados indicaram que o uso do coagulante a base de sulfato de alumínio foi o mais eficiente na remoção da turbidez. Também se observou a importância da realização do processo de coagulação/floculação anteriormente à filtração. A partir dos resultados obtidos no processo de caracterização dos efluentes bruto e tratado foi possível verificar que o tratamento adotado é eficiente e adequado, uma vez que os valores de remoção para a maior parte dos parâmetros analisados foram superiores a 90%, inclusive a turbidez, os sólidos suspensos, fixos e voláteis chegaram a quase 100% de remoção. Portanto, o processo de lavagem adotado foi eficiente para obtenção de materiais poliméricos limpos e propícios à reciclagem e o método empregue para o tratamento do efluente também desempenhou uma excelente função, visto que possibilitou a obtenção de um efluente tratado com padrões de qualidade adequados, o que lhe confere segurança e confiabilidade para o seu reúso no processo de lavagem dos resíduos poliméricos.

**Palavras-chave:** Resíduos poliméricos. Reciclagem. Lavagem. Tratamento de efluentes.

## ABSTRACT

### **POLYMERIC WASTE: QUANTIFICATION, CHARACTERIZATION, WASHING AND WASTEWATER TREATMENT GENERATED IN PROCESS**

AUTHOR: Angelica Fatima Mantelli Streit

ADVISOR: Daniel Assumpção Bertuol

CO-ADVISOR: Guilherme Luiz Dotto

With the industrialization, the demographic growth and the consumption patterns of society there is an increase in the generation of solid waste, among which include polymeric waste. Thereby, the recycling emerges as a viable alternative, but for it to be effective is very important to carry out the cleaning of the waste, as well as the treatment of wastewater generated in the process. Thus, the main objective of this study was performed quantification, characterization and washing of polymer waste and treating the wastewater generated in the process. For the quantification of different polymeric waste was carried out a data collection in the Association of Selectors of Recyclable Materials (ASMAR). Where, also were collected the packages of HDPE, LDPE, PP, which were characterized by their degree of contamination and were subsequently used in the washing process. The washing process was carried out in three phases (pre-wash, washing and rinse), and using different cleaning products. Regarding the treatment of the effluent was adopted a physical-chemical process via the coagulation / flocculation, sedimentation, followed by filtration. The following coagulants were used: chitosan powder, chitosan diluted in acetic acid, tannin SG, tannin SL and aluminum sulfate. The results from the quantitation of different polymeric residues collected by ASRM demonstrated that the most representative resins in 2014 were the LDPE, with 33.87% and 21.74% with HDPE. Regarding the characterization of polymeric waste depending on their level of contaminants was possible to verify that packages of PP and HDPE, even though they come from selective collection still contained a high level of contaminants, unlike LDPE packaging. As the washing process, it was possible to ascertain that the three stages developed, consisting of an efficient sequence for obtaining clean polymeric residues and suitable for recycling. Furthermore, the combination of sulfonic acid with lauryl and sodium hydroxide showed be more efficient to the other conditions tested in the washing step. Regarding the treatment of the wastewater, the results indicated that the use of aluminum sulphate coagulating was the most efficient in the removal of turbidity. Also was noted the importance of completing the process of coagulation / flocculation before the filtration. From the results obtained in the characterization process of the raw and treated wastewater it was possible to verify that the chosen treatment is effective and appropriate, once the values removed for most of the analyzed parameters were higher than 90%, including turbidity, suspended solids, fixed and volatile amounted to nearly 100% removal. Therefore, the washing process applied was efficient for obtaining clean polymeric materials and favorable to recycling and the method employed for treatment of wastewater also played a great role, since it allows the obtention of a treated wastewater with appropriate quality standards, which gives safety and reliability for its reuse in the washing process of polymeric residues.

**Keywords:** Polymeric waste. Recycling. Washing. Wastewater treatment.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Estrutura molecular do polímero.....	15
Figura 2 – Gráfico das temperaturas de transição dos polímeros.....	17
Figura 3 – Produção mundial de resinas termoplásticas (em percentual e em milhões de toneladas).....	19
Figura 4 – Aplicação dos plásticos por tipos de resinas poliméricas. a) Demanda por tipo de resina polimérica, no Brasil. b) Demanda por tipo de resina polimérica, na Europa. ....	21
Figura 5 – Principais materiais descartados no Brasil (em percentual).....	22
Figura 6 – Composição gravimétrica da coleta seletiva do Brasil. a) Composição dos diferentes materiais recolhidos pelos sistemas municipais de coleta seletiva. b) Composição dos diferentes polímeros recolhidos nas coletas seletivas. ....	25
Figura 7 – Ciclo simplificado da cadeia de resíduos poliméricos. ....	26
Figura 8 – Diferentes rotas de gestão de resíduos plásticos. ....	29
Figura 9 – Esquema do funcionamento do moinho de facas. ....	34
Figura 10 – Diagrama de blocos referente às etapas realizadas neste estudo.....	48
Figura 11 - Unidade de triagem de materiais recicláveis - ASMAR. a) Localização da ASMAR. b) Imagem da ASMAR. c) Triagem dos materiais recicláveis.....	49
Figura 12 – Resinas poliméricas coletadas na ASMAR. a) Embalagens de PP (potes de margarina). b) Embalagens de PEAD (parte interna das garrafas de iogurte). c) Embalagens de PEAD (parte externa das garrafas de iogurte) d) Embalagens de PEBD (de arroz, feijão, sabão em pó, etc.). ....	51
Figura 13 – Moinho de Facas utilizado para a cominuição dos resíduos poliméricos. a) Imagem panorâmica do moinho de facas. b) Detalhe do interior do moinho – lâminas rotativas e fixa. ....	52
Figura 14 – Experimentos de lavagens. a) Lavagem apenas com água potável. b) Lavagem com hidróxido de sódio. ....	53
Figura 15 – Ensaios do processo de lavagem dos resíduos poliméricos em Jar Test. a) Etapa da lavagem realizada com detergente comercial. b) Etapa da lavagem realizada com ácido sulfônico. ....	53
Figura 16 – Ensaios de Coagulação/floculação utilizando um agitador mecânico. ....	57
Figura 17 – Ensaios de Coagulação/floculação utilizando Jar Test. ....	58
Figura 18 – Filtro de Areia. a) Montagem do filtro de areia utilizado nos experimentos. b) Detalhe do interior do filtro. ....	59
Figura 19 – Esquema ilustrativo dos ensaios de reúso da água tratada no processo de lavagem de resíduos poliméricos. ....	60
Figura 20 – Valor médio da Turbidez dos três ensaios preliminares realizados ao longo de 3 horas. ....	66
Figura 21 – Resíduos poliméricos resultantes da lavagem com hidróxido de sódio (presença de gordura).....	67
Figura 22 – Valores médios de turbidez dos cinco ensaios de pré-lavagem realizados durante 30 minutos. ....	68
Figura 23 – Valores médios de turbidez dos cinco ensaios de lavagem realizados durante 30 minutos. ....	69
Figura 24 – Variação do pH dos ensaios da etapa de lavagem.....	70
Figura 25 – Valores médios de turbidez dos cinco ensaios de enxague realizados durante 30 minutos. ....	71
Figura 26 – Valores médios de turbidez obtidos em diferentes intervalos de tempo nos ensaios de pré-lavagem, lavagem (ácido sulfônico – 1,16% com lauril – 0,53% e hidróxido de sódio – 0,31%) e enxague. ....	72

Figura 27 – Resultados obtidos para os ensaios preliminares. Valores médios de turbidez obtidos a partir da coagulação/floculação realizada com: A) quitosana em pó. B) quitosana diluída em ácido acético. C) tanino SG. D) tanino SL. E) sulfato de alumínio.....	75
Figura 28 – Exemplificação do aumento da turbidez no tratamento do efluente. A) Efluente bruto. B) Efluente tratado com sulfato de alumínio a pH 10 (onde ocorreu a solubilização do coagulante).....	77
Figura 29 – Percentual de remoção de turbidez para as diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio em pH 4 (pequena escala). ....	78
Figura 30 – Percentual de remoção de turbidez para as diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio em pH 4 (Jar Test).....	79
Figura 31 – Percentual de remoção de turbidez para o processo de coagulação/floculação com sulfato de alumínio a $4 \text{ g.L}^{-1}$ , em diferentes pHs.....	80
Figura 32 – Espectros de infravermelho dos contaminantes e produtos químicos utilizados nos processos. A) iogurte. B) margarina. C) ácido sulfônico. D) lauril. E) hidróxido de sódio. F) sulfato de alumínio. ....	85
Figura 33 – Espectros de infravermelho dos efluentes bruto e tratado e do lodo residual. A) Efluente bruto. B) Efluente tratado. C) Lodo residual. ....	87
Figura 34 – Esquema ilustrativo dos resultados obtidos para os ensaios de lavagem de resíduos poliméricos a partir do reúso de água tratada.....	89

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Evolução da produção mundial de polímeros.....	19
Tabela 2 – Principais setores consumidores de materiais poliméricos no Brasil.....	20
Tabela 3 – Principais características dos polímeros mais utilizados.....	33
Tabela 4 – Classificação dos diversos tipos de sólidos.....	38
Tabela 5 – Processos de tratamento de efluentes e operações unitárias utilizadas.....	41
Tabela 6 – Procedimentos das lavagens com ácido sulfônico e lauril.....	54
Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos, métodos e equipamentos utilizados na caracterização dos efluentes.....	55
Tabela 8 – Quantidade de resíduos poliméricos coletados e comercializados pela ASMAR em 2014.....	63
Tabela 9 – Massa total de resíduos poliméricos coletados e comercializados em 2014 (por mês).....	63
Tabela 10 – Caracterização dos resíduos contidos no interior das embalagens poliméricas de PP e PEAD coletadas na ASMAR.....	64
Tabela 11 – Percentual de resíduos contidos no interior das embalagens de PP e PEAD em relação à massa de polímeros limpos.....	65
Tabela 12 – Caracterização do efluente gerado no processo de lavagem de resíduos poliméricos.....	73
Tabela 13 – Resultados obtidos a partir da caracterização do efluente bruto e do efluente tratado.....	82

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>14</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>15</b>
3.1 POLÍMEROS .....	15
<b>3.1.1 Definição e classificações</b> .....	<b>15</b>
<b>3.1.2 Temperaturas de transição e suas principais características</b> .....	<b>16</b>
3.2 BREVE CENÁRIO MUNDIAL DA PRODUÇÃO, CONSUMO E DESCARTE DE MATERIAIS POLIMÉRICOS .....	18
3.3 IMPACTOS GERADOS PELOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS.....	23
3.4 RECICLAGEM DE RESÍDUOS POLIMÉRICOS.....	24
<b>3.4.1 Cadeia produtiva do segmento de reciclagem de polímeros</b> .....	<b>26</b>
<i>3.4.1.1 A importância dos catadores para a cadeia produtiva da reciclagem</i> .....	<i>27</i>
<b>3.4.2 Processos de reciclagem de resíduos poliméricos</b> .....	<b>28</b>
<i>3.4.2.1 Segregação dos Resíduos Poliméricos</i> .....	<i>31</i>
<i>3.4.2.2 Cominuição dos Resíduos Poliméricos</i> .....	<i>34</i>
<i>3.4.2.3 Lavagem dos resíduos poliméricos</i> .....	<i>35</i>
3.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	36
<b>3.5.1 Turbidez</b> .....	<b>37</b>
<b>3.5.2 pH</b> .....	<b>37</b>
<b>3.5.3 Condutividade Elétrica (CE)</b> .....	<b>37</b>
<b>3.5.4 Óleos e Graxas</b> .....	<b>38</b>
<b>3.5.5 Sólidos</b> .....	<b>38</b>
<b>3.5.6 Demanda de Oxigênio – DQO (Demanda química de oxigênio) e DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio)</b> .....	<b>39</b>
<i>3.5.6.1 Relação DQO/DBO<sub>5</sub></i> .....	<i>39</i>
<b>3.5.7 Surfactantes</b> .....	<b>40</b>
<b>3.5.8 Espectroscopia no Infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)</b> .....	<b>40</b>
3.6 TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	40
<b>3.6.1 Coagulação/Floculação/Sedimentação</b> .....	<b>42</b>
<i>3.6.1.1 Coagulantes</i> .....	<i>43</i>
<b>3.6.2 Filtração</b> .....	<b>44</b>
<b>3.6.3 Reúso da água</b> .....	<b>45</b>
<b>3.6.4 Lodo residual</b> .....	<b>46</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>48</b>
4.1 COLETA DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS .....	49
4.2 QUANTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS .....	50
4.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS .....	50
4.4 COMINUIÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS .....	51
4.5 LAVAGEM DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS .....	52
<b>4.5.1 Ensaios preliminares</b> .....	<b>52</b>
<b>4.5.2 Pré-lavagem, lavagem e enxague</b> .....	<b>53</b>
4.6 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO.....	55
<b>4.6.1 Caracterização por Infravermelho</b> .....	<b>55</b>
4.7 TRATAMENTO DO EFLUENTE.....	56
<b>4.7.1 Coagulação/floculação/sedimentação</b> .....	<b>56</b>
<i>4.7.1.1 Ensaios preliminares</i> .....	<i>56</i>

4.7.1.2 <i>Ensaio de Coagulação/floculação e sedimentação realizados no Jar Test</i> .....	58
<b>4.7.2 Filtração</b> .....	<b>59</b>
<b>4.7.3 Reúso da água tratada no processo de lavagem dos resíduos poliméricos</b> .....	<b>59</b>
4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	61
4.9 MANUAL DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS POLIMÉRICOS.....	61
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>62</b>
5.1 QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS COLETADOS PELA ASMAR.....	62
5.2 ENSAIOS PRELIMINARES DAS LAVAGENS.....	65
5.3 ENSAIOS DA PRÉ-LAVAGEM, LAVAGEM E ENXAGUE.....	67
5.4 TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO PROCESSO DE LAVAGEM DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS.....	72
<b>5.4.1 Ensaio preliminar de coagulação/floculação e sedimentação</b> .....	<b>74</b>
<b>5.4.2 Ensaio de Coagulação/floculação e sedimentação realizados no Jar Test</b> .....	<b>78</b>
<b>5.4.2 Ensaio de Filtração</b> .....	<b>81</b>
5.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO ADOTADO.....	81
<b>5.5.1 Espectroscopia no Infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)</b> .....	<b>84</b>
5.6 REÚSO DA ÁGUA TRATADA NO PROCESSO DE LAVAGEM DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS .....	88
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	<b>90</b>
6.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	91
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>93</b>
<b>APÊNDICE A – RESULTADOS OBTIDOS PARA O PROCESSO DE LAVAGEM REALIZADO COM A COMBINAÇÃO DE ÁCIDO SULFÔNICO COM LAURIL EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES</b> .....	<b>103</b>
<b>APÊNDICE B - MANUAL PARA OS SELECIONARES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS DA ASMAR</b> .....	<b>105</b>
<b>APÊNDICE C – RESULTADOS DA ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO POR TRANSFORMADA DE FOURIER</b> .....	<b>122</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Com os avanços científicos, tecnológicos e do padrão de consumo, manter o equilíbrio do meio ambiente vem se tornando um enorme desafio para a sociedade, pois o grande volume de resíduos sólidos gerados se apresenta como um grande problema ambiental.

Dentro desse panorama, destacam-se os materiais poliméricos, que devido às suas características de baixo custo, alta resistência mecânica e química, baixo peso, versatilidade quanto a possibilidade de moldagem em diferentes formas para diferentes aplicações e utilizações, facilidade de processamento, o colocam como um material estratégico frente a sociedade moderna, que se tornou muito dependente do seu uso para produção de bens de consumo, sejam eles duráveis ou não (CALLISTER, 2008b; JUNIOR, 2010; SMITH, 1998).

Em virtude disso, a produção de polímeros vem crescendo drasticamente, a qual já atinge hoje, cerca de 280 milhões de toneladas anualmente em todo mundo (ABIPLAST, 2014; SHEN; WORREL, 2014). Em consequência disso, há também o aumento da geração de resíduos poliméricos, que por sua vez, estão cada vez mais presentes na composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) (REMÉDIO; ZANIN; TEIXEIRA, 1999).

Segundo Santos et al. (2005), a quantidade de resíduos poliméricos presente nos resíduos sólidos urbanos (RSU) atinge 5 a 10% em massa, e um percentual maior quanto ao volume, o que pode variar de acordo com as estações do ano e das áreas onde os resíduos são coletados. Conforme os dados da ABIPLAST (2014), os resíduos poliméricos são os principais materiais recicláveis descartados juntamente com os RSU, os quais representam 13,5% do volume total. O grande problema disso é que não somente o meio ambiente, mas também a população pode sofrer com os danos causados pelo descarte inadequado de resíduos (COSTA, 2004).

Desse modo, torna-se imperativo o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, que inclusive é obrigatório a todos os municípios brasileiros, desde 2010, quando foi implementada a Lei 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Para tanto, a fim de que ocorra esta adequada gestão dos resíduos, ainda conforme PNRS, é preciso que se observe a seguinte ordem de prioridade: não-geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Para Grippi (2001) a reciclagem é uma das alternativas que vem ganhando mais notoriedade nos últimos tempos e também tem conseguido alcançar um maior espaço. Isto

ocorre devido ao fato do grande crescimento das coletas seletivas através de iniciativas locais e programas em municípios de pequeno e médio porte.

O processo de reciclagem visa, segundo Manrich, Manrich e Borges (2010) à reutilização dos resíduos sólidos, retornando-os ao ciclo de produção como insumos ou matéria-prima para a elaboração de novos produtos. Se tratando dos resíduos poliméricos, existem diversas possibilidades de realizar a sua reciclagem, de acordo com o tipo e a composição do material. Dessa forma, a reciclagem pode ser classificada em: primária, secundária (mecânica), terciária (química) e quaternária (energética) (PANDA; SINGH; MISHRA, 2010). Estas, por sua vez, enfrentam algumas barreiras que podem tornar o sistema de reciclagem de polímeros ineficiente.

Assim sendo, faz-se necessário que algumas medidas sejam adotadas, dentre elas destacam-se principalmente, a realização de uma adequada segregação dos diferentes resíduos poliméricos e a lavagem destes materiais, os quais possuem diversos contaminantes, tais como, restos de comida, gorduras, etiquetas, papel, grampos e sujeiras em geral, que por sua vez precisam ser removidos a fim de que se garanta a qualidade do produto a ser obtido (AL-SALEM, LETTIERI, BAEYENS, 2009; WALTER, 1995).

Entretanto, ao realizar-se o processo de lavagem desses materiais ocorre a geração de um efluente contaminado, que precisa ser devidamente tratado, para que assim não haja simplesmente uma troca do tipo de poluição ambiental (SANTOS et al., 2005). E não somente isso, mas também para fins de economia do consumo de água, evitando o seu desperdício. O desperdício de água é hoje, um problema cada vez mais preocupante e discutido, principalmente quando se trata de setores industriais, que gastam um volume excessivo de água (AMARAL et al., 2011; ZANIN; MANCINI, 2004).

Tendo em vista essa problemática, foi então realizada neste estudo a quantificação e a caracterização, seguido da lavagem dos resíduos poliméricos, bem como o tratamento do efluente gerado na etapa de lavagem. Depois disso, também foi avaliada a possibilidade do reúso do efluente tratado para o processo de lavagem dos resíduos poliméricos, pois como sabemos a água é um recurso indispensável para a vida dos seres vivos, logo, alternativas como esta, que visam o uso racional desse recurso tão valioso se faz imprescindível.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo foi realizar a quantificação, caracterização e lavagem de resíduos poliméricos, bem como realizar o tratamento do efluente gerado na etapa de lavagem.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar os diferentes tipos de resíduos poliméricos e caracterizar o seu grau de contaminação;
- Realizar a lavagem dos resíduos poliméricos, verificando a eficiência dos diferentes agentes de limpeza e as concentrações utilizadas;
- Caracterizar o efluente gerado no processo de lavagem de resíduos poliméricos;
- Avaliar as condições ideais para o tratamento do efluente resultante da lavagem dos resíduos poliméricos;
- Caracterizar o efluente tratado para análise da eficiência do processo de tratamento adotado;
- Lavar os resíduos poliméricos com a água resultante do processo de tratamento do efluente para avaliar o seu reúso;
- Elaborar um manual de reciclagem de resíduos poliméricos para os selecionadores de materiais recicláveis da ASMAR (Associação de Selecionadores de Materiais Recicláveis) de Santa Maria – RS.

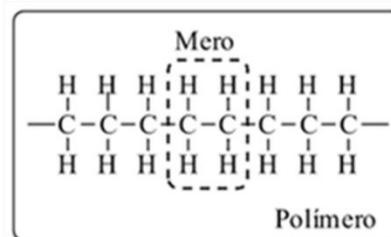
### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 POLÍMEROS

##### 3.1.1 Definição e classificações

Os polímeros são geralmente compostos orgânicos, constituídos por macromoléculas, estas por sua vez são formadas por dezenas ou até milhares de unidades de repetição, denominadas meros, ligados entre si por ligações covalentes, ao longo de uma cadeia em sequência, como se observa na Figura 1 (CALLISTER, 2008; JUNIOR, 2010).

Figura 1 – Estrutura molecular do polímero



Fonte: Autor.

Esses materiais, de acordo com a sua origem, podem ser classificados em: naturais e sintéticos. Os naturais são derivados de plantas e animais, como por exemplo, a borracha natural (látex), a celulose, proteínas, entre outros. Já os sintéticos são produzidos artificialmente, como o poli(tereftalato de etileno) (PET), polipropileno (PP), polietilenos, etc. (MANO; MENDES, 2004).

Segundo Manrich, Frattini e Rosalini (1997), os polímeros ainda podem ser classificados quanto ao seu comportamento termomecânico em: elastômeros e plásticos. Os elastômeros (borrachas) assim como os termofixos possuem ligações cruzadas, no entanto suas cadeias poliméricas são lineares e flexíveis, o que lhes proporcionam elasticidade em longa faixa, à temperatura ambiente (BRETAS; LOTTI, 2010; MANO; MENDES, 2004).

Os plásticos, por sua vez, são divididos em termoplásticos e termofixos, relativo à propensão de serem fundidos e solidificados repetidamente, havendo ou não perda significativa das suas propriedades básicas (CALLISTER, 2008).

Os termoplásticos, de acordo com Shen e Worrell (2014), são facilmente recicláveis, podendo ser novamente moldados, pois quando aquecidos não sofrem alterações químicas. Ou

seja, podem ser fundidos, várias vezes, que após resfriados voltam a se solidificar (BRETAS; LOTTI, 2010). Além disso, segundo Manrich, Frattini e Rosalini (1997), de acordo com a durabilidade e o desempenho dos termoplásticos, eles podem ser subdivididos em: termoplásticos convencionais e de engenharia.

Conforme o mesmo autor, os termoplásticos de engenharia mais conhecidos são: o policarbonato (PC), que é utilizado para fabricação de CDs, portas de aeronaves, etc.; as poliamidas (NYLONS), utilizadas em engrenagens plásticas, tecidos impermeáveis (guarda-chuva), calotas, entre outros.

Quanto aos termoplásticos convencionais, os mais utilizados são: o tereftalato de polietileno (PET), cloretos de polivinila (PVC), polipropileno (PP), poliestireno (PS) e o polietileno (PE). Este último pode ser subdividido em: polietileno de alta densidade (PEAD /HDPE) e polietileno de baixa densidade (PEBD/LDPE) e polietileno de baixa densidade linear (PEBDL/LLDPE) (SHEN; WORREL, 2014).

Já os termofixos são mais difíceis de serem reciclados, pois ao reagirem e formarem as ligações cruzadas covalentes entre as cadeias poliméricas não voltam a se solidificar quando aquecidos novamente, isto é, tomam forma apenas uma vez (BRETAS; LOTTI, 2010). Ademais, esses materiais possuem melhor estabilidade dimensional, normalmente são mais fortes, mais duros e frágeis que os termoplásticos. Os principais termofixos são os epóxis, as resinas fenólicas, algumas resinas poliéster e dentre os mais utilizados podemos apontar o poliuretano (PU) (CALLISTER, 2008; SHEN; WORREL, 2014).

Os polímeros ainda podem apresentar diversas características em virtude da natureza química e física das unidades repetitivas que os compõem. Segundo Manrich, Frattini e Rosalini (1997), uma das mais importantes é a das transições térmicas, pois as mudanças de estado que esses materiais podem sofrer irão refletir em drásticas alterações em suas propriedades mecânicas e físicas (LISBÃO, 2009).

### **3.1.2 Temperaturas de transição e suas principais características**

Para Manrich, Frattini e Rosalini (1997), existem duas transições térmicas fundamentais no estudo do comportamento dos materiais poliméricos, sendo elas: a temperatura de fusão ( $T_m$ ), característica da fase cristalina e temperatura vítrea ( $T_g$ ), característica da fase amorfa.

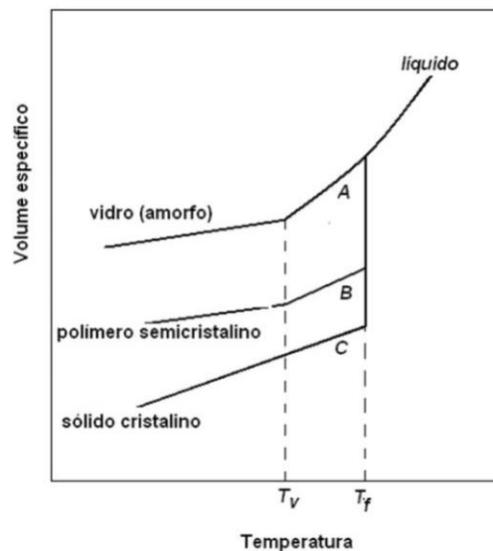
A temperatura de fusão corresponde à transformação de um material sólido que possui uma estrutura ordenada de cadeias moleculares em um líquido viscoso com estrutura altamente aleatória e esse fenômeno ocorre através do aquecimento (CALLISTER, 2008).

Por outro lado, ainda segundo o mesmo autor, a temperatura de transição vítrea é um processo que ocorre em polímeros amorfos e semicristalinos, através do resfriamento dos mesmos a partir de um líquido fundido, que é transformado gradualmente em um material borrachoso, para então se tornar um sólido rígido.

Nesse sentido, segundo Manrich, Frattini e Rosalini (1997), pode-se dizer analisando de forma simplificada e macroscopicamente, que a temperaturas abaixo da  $T_g$ , os polímeros possuem um comportamento mecânico semelhante ao vidro, bastante rígido e frágil; e a temperaturas acima da  $T_m$ , os polímeros fundem e tornam-se líquidos.

Cabe salientar ainda, de acordo com Lisbão (2009), que as temperaturas de transição são parâmetros extremamente importantes na engenharia de materiais poliméricos. Para tanto, elas podem ser determinadas através de um gráfico contendo o volume específico em função da temperatura, conforme mostra a Figura 2, que ilustra o comportamento de um polímero amorfo (curva A), de um polímero semicristalino (curva B) e um polímero cristalino (curva C).

Figura 2 – Gráfico das temperaturas de transição dos polímeros.



Fonte: (CALLISTER, 2008, p. 397).

Pode-se observar que o material totalmente amorfo possui uma curva contínua, no entanto com uma ligeira redução na sua inclinação na temperatura de transição vítrea ( $T_v$ ). O material cristalino apresenta uma mudança descontínua no volume específico na temperatura de fusão ( $T_f$ ). E o polímero semicristalino se comporta de forma intermediária em relação a estes dois extremos, visto que são analisadas tanto a temperatura de fusão como a de transição vítrea. É importante lembrar também, que os comportamentos apresentados na figura 1 dependerão das taxas de aquecimento e resfriamento (CALLISTER, 2008).

Em geral, os polímeros possuem baixa condutividade térmica e elétrica, alta resistência à corrosão, baixas densidades, baixas taxas de degradação, são quimicamente inertes, dúcteis e flexíveis – sendo facilmente conformados em formas complexas. Além disso, eles também podem ser fabricados a custos mais baixos que alguns materiais, como por exemplo, a madeira (CALLISTER, 2008; SMITH, 1998).

Assim sendo, segundo Callister (2008), em algumas aplicações, materiais metálicos, de madeira e vidro vêm sendo substituídos por materiais poliméricos, para tanto a sua produção e utilização vem aumentando drasticamente (ARABIOURRUTIA et al., 2012). Além do que, diversos segmentos industriais contribuem para o consumo desse material em consequência disso, há também um crescimento na geração desses resíduos (CÂNDIDO et al., 2009).

### 3.2 BREVE CENÁRIO MUNDIAL DA PRODUÇÃO, CONSUMO E DESCARTE DE MATERIAIS POLIMÉRICOS

Atualmente, conforme Shen e Worrel (2014), os materiais poliméricos são encontrados em praticamente todas as coisas que usamos e fazemos em todos os aspectos da vida, pois as suas versatilidades de formas e utilizações os colocam como um material estratégico frente à sociedade moderna (JUNIOR, 2010).

Nesse contexto, a produção de polímeros vem crescendo drasticamente, a qual já atinge hoje, cerca de 280 milhões de toneladas anualmente em todo mundo (ABIPLAST, 2014; SHEN; WORREL, 2014). Ainda, de acordo com a PLASTICS EUROPE (2014), com o crescimento contínuo a mais de 50 anos, a produção mundial desse material em 2013 chegou a 299 milhões de toneladas, isto é, um aumento de 3,9% em relação a 2012 (Tabela 1).

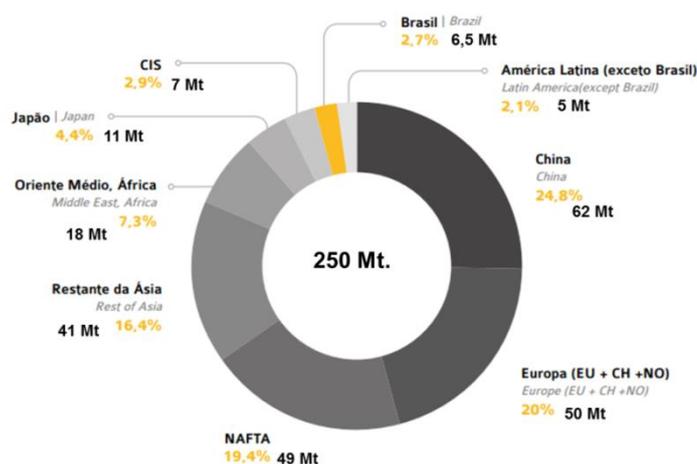
Tabela 1 – Evolução da produção mundial de polímeros.

ANO	MILHÕES DE TONELADAS
1950	1,7
1976	47,0
1989	99,0
2002	204,0
2009	250,0
2010	270,0
2011	280,0
2012	288,0
2013	299,0

Fonte: Adaptação de PLASTICS EUROPE (2013, 2014).

Apenas em relação às resinas termoplásticas, também no ano de 2013, estima-se que foram produzidas 250 milhões de toneladas no mundo inteiro. Dentro desse panorama, a China é considerada a líder da produção mundial desses materiais com uma participação de 24,8%. Já o Brasil apesar de responder por apenas 2,7%, destaca-se por possuir a produção mais significativa da América Latina (Figura 3) (PLASTICS EUROPE, 2014).

Figura 3 – Produção mundial de resinas termoplásticas (em percentual e em milhões de toneladas).



Fonte: Adaptação de ABIPLAST (2014). Nota: CIS (Comunidade de Estados Independentes – Armênia, Belarus, Cazaquistão, Federação Russa, Moldávia, Quirguistão, Tadjiquistão, Turcomenistão, Ucrânia, Uzbequistão, Geórgia e Azerbaijão). Europa (EU + CH + NO) – (União Européia, Suíça e Noruega). NAFTA (North American Free Trade Agreement ou Tratado Norte-Americano de Livre Comércio): é um bloco econômico formado por Estados Unidos, Canadá e México.

Em relação ao consumo de materiais plásticos, o Brasil apresenta-se bem abaixo dos índices observados em países desenvolvidos. O consumo per capita brasileiro desses materiais

é de cerca de 35 kg/hab, enquanto que em países desenvolvidos o consumo per capita chega a quase 100kg/hab (ABIPLAST, 2014).

Segundo o Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), quanto maior a renda de um país, maiores são o consumo e a quantidade de resíduos gerados. Além disso, o volume de embalagens é maior que o volume de matéria orgânica, ao contrário do que ocorre nas regiões menos desenvolvidas. Nos Estados Unidos, por exemplo, a fração seca dos resíduos urbanos representa 88% de tudo que é gerado, no Brasil a parcela é de 50% (CEMPRE, 2013).

Mesmo com uma enorme variedade de plásticos, como também de suas aplicações, alguns usos dominam o consumo desses materiais. Na Europa (União Européia, Suíça e Noruega), o setor dominante nas aplicações de plásticos é o de embalagens. Estas representam 39,6%, seguida pela construção civil (20,3%), automotiva (8,5%), eletroeletrônica (5,6%), agricultura (4,3%) e outros setores de aplicações (tais como, produtos domésticos, móveis, esporte, saúde e segurança) que correspondem a um total de 21,7% da demanda total do segmento (PLASTICS EUROPE, 2014).

No Brasil, os setores consumidores que dominam o uso de plásticos são os da construção civil e o de alimentos e bebidas, ambos com 16%, sendo seguidos de perto pelo setor de automóveis e autopeças, que representam 15% da demanda desse material e de outros setores com variedades de aplicações, conforme ilustra a Tabela 2 (ABIPLAST, 2014).

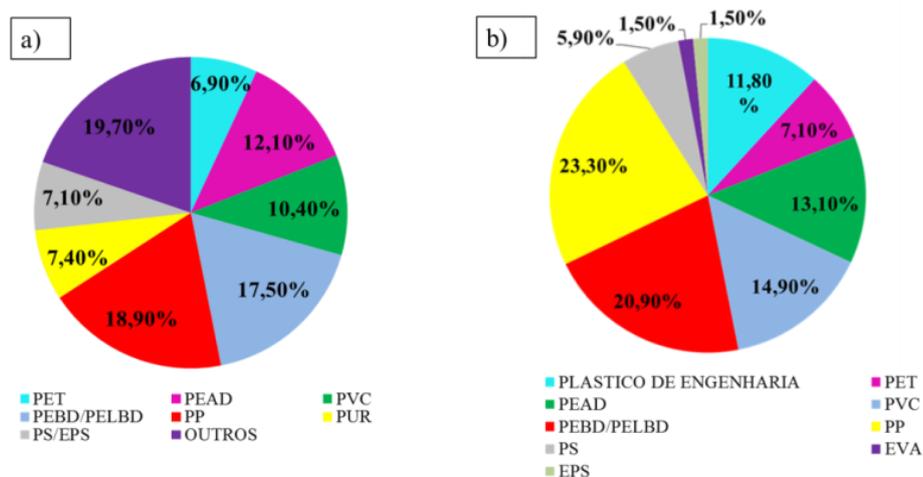
Tabela 2 – Principais setores consumidores de materiais poliméricos no Brasil.

SETOR	%
Construção civil	16
Alimentos e bebidas	16
Automóveis e autopeças	15
Plástico e borracha	8
Papel, celulose e impressão	6
Máquinas e equipamentos	5
Agricultura	5
Móveis	5
Outros	5
Produtos de metal	4
Eletrônicos	3
Farmacêutico	2
Outros transportes	2
Perfumaria, higiene e limpeza	2
Instrumentos médicos	1
Têxteis e vestuário	1
Calçados	1
Eletrodomésticos	1
Químico	1

Fonte: Adaptação de ABIPLAST (2014).

Quanto à aplicação dos plásticos por tipos de resinas poliméricas, tanto no Brasil quanto na Europa, a maior demanda é pela resina de polietileno - PE (considerando o PEAD, PEBD e PELBD). Em segundo lugar destaca-se a resina de polipropileno - PP, após são diversificadas as demandas por tipos de resinas para cada local, como mostra a Figura 4 (ABIPLAST, 2014; PLASTICS EUROPE, 2014).

Figura 4 – Aplicação dos plásticos por tipos de resinas poliméricas. a) Demanda por tipo de resina polimérica, no Brasil. b) Demanda por tipo de resina polimérica, na Europa.



Fonte: Adaptação de ABIPLAST (2014); PLASTICS EUROPE (2014).

Referente aos resíduos plásticos pós-consumo, no ano de 2012, os Estados Unidos e a Europa geraram um total de 32,5 e 25,2 milhões de toneladas, respectivamente. No Brasil, a geração total desses resíduos foi de apenas 3,26 milhões de toneladas (EPA, 2014; PLASTICS EUROPE, 2014; PLASTIVIDA, 2012).

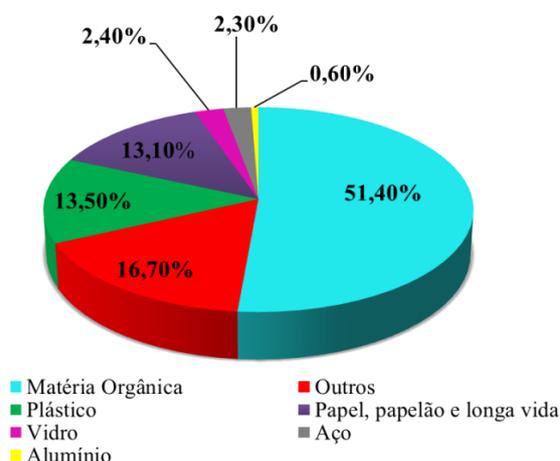
Nos Estados Unidos, do volume total de resíduos plásticos coletados, apenas 9,2% foi recuperado através de reciclagem e 90,8% foi descartado com os RSU. Porém, esse descarte inclui a combustão com recuperação energética e a disposição em aterros e outros locais (EPA, 2014). No Brasil, do total de resíduos plásticos coletados cerca de 21% foi mecanicamente reciclado (PLASTIVIDA, 2012). E na Europa, um pouco mais de 60% desse material foi recuperado (através de reciclagem ou recuperação energética) e 38% foi descartado juntamente com RSU (PLASTICS EUROPE, 2014; SHEN; WORREL, 2014).

Cabe salientar, que no Brasil, o material reciclável responsável pelo maior percentual de descarte junto aos RSU em lixões e aterros é o plástico. O plástico responde por 13,5% do

volume total, logo, é considerado o principal produto reciclável que acaba sendo enterrado ao invés de ter o seu destino ambiental adequado (Figura 5) (ABIPLAST, 2014).

Estes resíduos plásticos, em sua maioria, segundo Arabiourrutia et al. (2012) são compostos por poliolefinas, e destas, as mais representativas nos RSU são as de polietileno de baixa e alta densidade (PEBD e PEAD) e o polipropileno (PP), respectivamente. Deka e Maji (2010) e Kunwar et al. (2016), também afirmam que as resinas que representam uma maior quantidade dentro da composição dos resíduos poliméricos são as de polietileno (PE) e polipropileno (PP).

Figura 5 – Principais materiais descartados no Brasil (em percentual).



Fonte: Adaptação de ABIPLAST (2014).

Ainda em relação aos resíduos plásticos, de acordo com Hoornweg e Bhada-tata (2012), estes foram responsáveis por 8-12% do total de RSU gerados em diversos países de todo o mundo. Inclusive, segundo o mesmo autor, para o ano de 2025 estima-se que a geração mundial desses resíduos seja correspondente a 9-13% do total dos RSU, o que varia conforme o nível de renda das pessoas no país.

Diante do exposto, percebe-se então, que há uma acentuada produção global de polímeros, decorrente do próprio aumento do seu consumo, que por sua vez é responsável em grande parte pelo crescimento da geração dos resíduos sólidos e tem um grande impacto sobre a sua gestão (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009; WANG et al., 2015). O grande problema relacionado a isso, é que até os dias atuais, a maior parte dos resíduos poliméricos acaba sendo incinerados ou descartados em aterros juntamente com os RSU, gerando assim,

impactos significativos ao meio ambiente (PATEL et al., 2000; SALEEM et al., 2015; WANG et al., 2015;).

### 3.3 IMPACTOS GERADOS PELOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Os impactos ambientais causados pelos resíduos poliméricos podem ser os mais diversos. Conforme Zanin e Mancini (2004), eles estão principalmente relacionados com os extremos da cadeia produtiva desses materiais, dessa forma, destaca-se: o acúmulo de resíduos de difícil degradabilidade e o esgotamento de recursos naturais (matéria-prima) não renováveis.

Em virtude da difícil degradabilidade dos polímeros, estes podem permanecer longos períodos no meio ambiente, o que causa danos para o mesmo, tais como, a poluição visual e ocasionalmente a poluição química (HOPEWELL; DVORAK; KOSIOR, 2009; XAVIER et al., 2006). Também, quando destinados aos aterros, estes resíduos, além de não serem reciclados, aumentam o volume destes locais, diminuindo assim a sua capacidade, isto é, reduzem a sua vida útil (ABIPLAST, 2014; HOPEWELL; DVORAK; KOSIOR, 2009). E quando incinerados geram poluentes atmosféricos tóxicos, como por exemplo, cloreto de hidrogênio (HCl) e dioxinas, além de cinzas contendo metais pesados, como cádmio e chumbo (SALEEM et al., 2015; ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010).

Caso ainda, os resíduos sejam depositados de forma inadequada em lixões a céu aberto é impossível evitar que os problemas sanitários e ambientais venham a ocorrer. Estes locais se tornam favoráveis à proliferação de animais, os quais constituem-se em vetores de inúmeras doenças, que por sua vez trazem riscos a população em geral, mas principalmente as pessoas que vivem da catação realizada nestes locais (RIBEIRO; ROOKE, 2010). Além disso, são responsáveis pela poluição do solo, das águas, dos lençóis freáticos e superficiais e pela poluição do ar, quando ocorre a queima dos resíduos (HUI et al., 2006; RIBEIRO; ROOKE, 2010).

Sobretudo, o descarte inadequado de resíduos pode tomar uma proporção ainda maior em relação à poluição ambiental, como foi constatado no Oceano Pacífico. Neste local há uma enorme quantidade de resíduos, algo em torno de 100 milhões de toneladas, que por sua vez são constituídos em sua maior parte por detritos plásticos (MMA, 2008). Estes resíduos, em sua maior parte, são descartados por barcos, plataformas petrolíferas e grandes quantidades também são provenientes de fontes terrestres (DERRAIK, 2002; MMA, 2008; WHITING, 1998).

Este problema do descarte de resíduos plásticos em ambientes marinhos é crescente e em consequência disso, estima-se que mais de um milhão de aves e cem mil mamíferos e tartarugas marinhas acabam mortos a cada ano ao ingerirem materiais poliméricos ou até mesmo por ficarem presos a esses materiais (DERRAIK, 2002; GREENPEACE, 2008).

Se não bastassem todos estes impactos ambientais gerados pelo descarte inadequado de resíduos, há também o desperdício do potencial econômico, que de acordo com a pesquisa realizada pelo IPEA (2012), no Brasil, há em média uma perda anual de R\$ 8 bilhões devido a não reciclagem de todo o material reciclável.

Diante disso tudo se torna evidente que a inexistência de uma gestão adequada de resíduos sólidos pode trazer grandes riscos para o ambiente, como também, à sociedade (em especial às pessoas que vivem da coleta de resíduos), à saúde pública e inclusive propicia o desperdício do potencial econômico (ABIPLAST, 2014; MONTEIRO, 2006).

Desse modo, o gerenciamento dos resíduos torna-se imperativo, sendo a reciclagem uma das alternativas. Segundo Xavier et al., (2006) a reciclagem deve ser realizada a fim de reduzir os problemas ambientais gerados pelos resíduos poliméricos. Para Grippi (2001), esta medida vem ganhando espaço devido ao grande crescimento das coletas seletivas através de iniciativas locais e programas em municípios de pequeno e médio porte.

### 3.4 RECICLAGEM DE RESÍDUOS POLIMÉRICOS

A reciclagem, segundo Manrich, Manrich e Borges (2010), é um processo que visa à reutilização dos resíduos sólidos, retornando-os ao ciclo de produção como insumos ou matéria-prima para a elaboração de novos produtos. Ainda conforme mesmo autor, os resíduos recicláveis podem ser tanto de origem sólida - que são os diversos materiais descartados ao ambiente pós-consumo; de origem gasosa, como o gás metano resultante da decomposição orgânica dos resíduos sólidos; e os resíduos líquidos - que são os efluentes domésticos, de serviços e industriais.

De acordo com a Lei 12.305/10 da PNRS, a reciclagem pode ser entendida como:

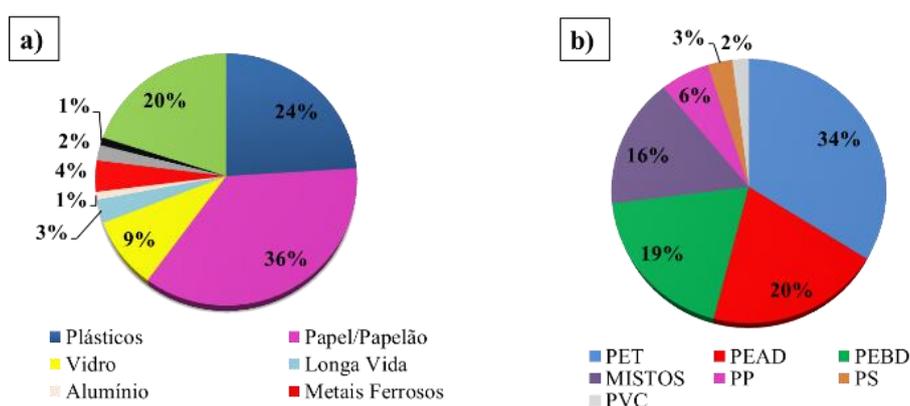
Processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do Sisnama e, se couber, do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS) e do Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária (Suasa) (BRASIL, 2010, p. 2).

Desde a aprovação dessa lei há um crescente número de cidades que vem buscando implementar planos municipais de gerenciamento de resíduos, bem como realizar a coleta seletiva, porém mesmo com esses avanços existe ainda um grande desafio a ser percorrido, visto que, apenas 14% dos municípios brasileiros possuem o serviço de coleta seletiva (CEMPRE, 2013).

A coleta seletiva é um sistema de recolhimento de materiais recicláveis, tais como, metais, plásticos, papéis, vidros, etc. Estes resíduos devem ser previamente separados na fonte, pela população, para então, serem encaminhados para cooperativas, usinas de triagem, sucateiros e recicladores ou beneficiadores. A implementação desse sistema é de fundamental importância para o desenvolvimento da reciclagem ou reutilização dos resíduos (MANO; PACHECO; BONELLI, 2010).

De acordo com a pesquisa realizada pelo CEMPRE (2014), a respeito da composição gravimétrica da coleta seletiva no Brasil, o material que ainda ocupa lugar de destaque são as aparas de papel/papelão, sendo os mais coletados pelos sistemas municipais de coleta seletiva (em peso), seguidos pelos plásticos, vidros, metais e embalagens longa vida. E dos materiais plásticos coletados por este sistema, o PET, o PEAD e o PEBD são os mais coletados, conforme mostra a Figura 6.

Figura 6 – Composição gravimétrica da coleta seletiva do Brasil. a) Composição dos diferentes materiais recolhidos pelos sistemas municipais de coleta seletiva. b) Composição dos diferentes polímeros recolhidos nas coletas seletivas.



Fonte: Adaptação de CEMPRE (2014).

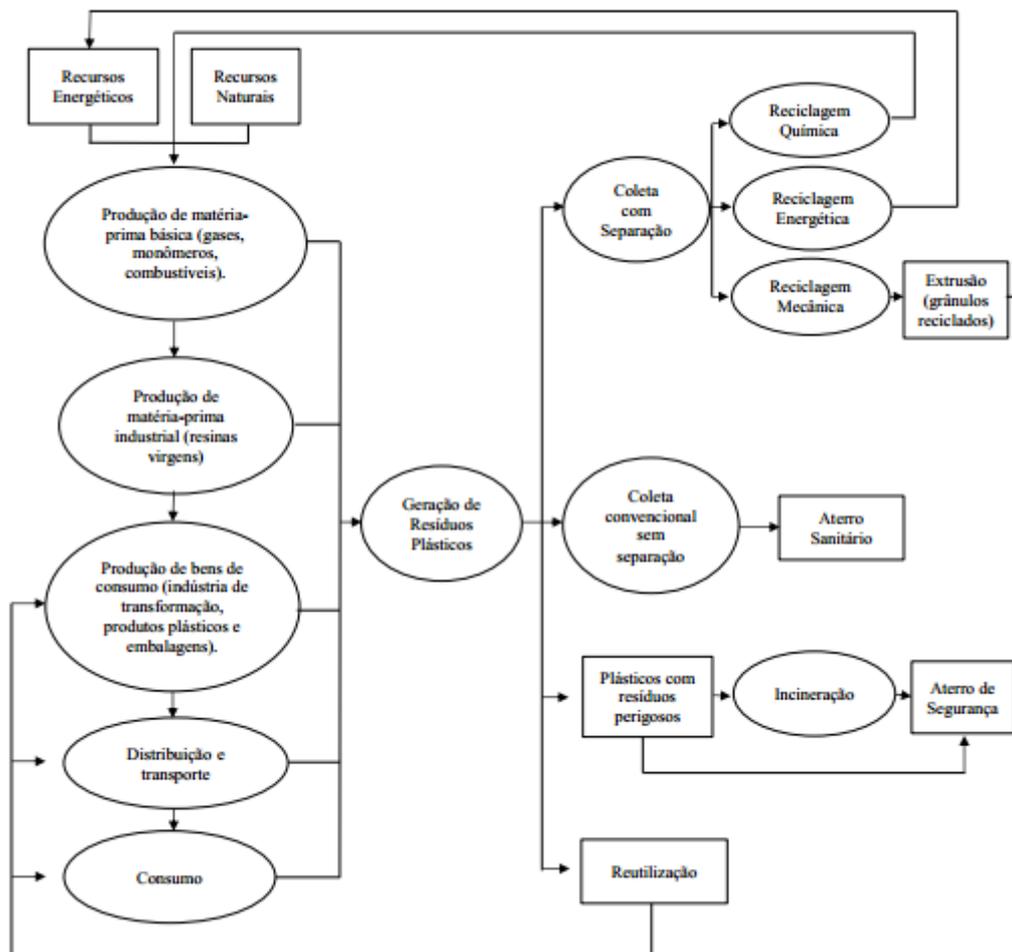
Além da importância da coleta seletiva para a reciclagem de resíduos, há também de se considerar outros aspectos, em especial, no que se refere a cadeia produtiva da reciclagem de polímeros. Ao contrário do que se pensa no senso comum, esta envolve ciclos e interações

relativamente complexos, principalmente por compreender atividades de naturezas distintas e por envolver diferentes agentes (poder público, cidadãos, catadores, sucateiros, indústrias de transformação, etc.) (ZANIN; MANCINI, 2004).

### 3.4.1 Cadeia produtiva do segmento de reciclagem de polímeros

A cadeia produtiva do segmento de reciclagem de polímeros, pode ser descrita a partir da geração de resíduos poliméricos, seguida pelo descarte, coleta, triagem, acondicionamento, reciclagem (que transforma os resíduos em materiais reciclados), industrialização (que converte o material reciclado em um produto de interesse do consumidor), comercialização e finalmente o consumo desse produto, que permite recomeço desse ciclo (Figura 7) (ZANIN; MANCINI, 2004).

Figura 7 – Ciclo simplificado da cadeia de resíduos poliméricos.



Fonte: (ZANIN; MANCINI, 2004).

Dentro dessa cadeia destaca-se a categoria dos catadores, visto que são os principais responsáveis pela existência da reciclagem de resíduos pós-consumo do Brasil. Estes que impulsionados pela falta de emprego, como também de alternativas de trabalho e renda, acabam buscando nessa atividade o seu sustento básico (GRIPPI, 2001; ZANIN; MANCINI, 2004).

#### *3.4.1.1 A importância dos catadores para a cadeia produtiva da reciclagem*

Os catadores são atores de indiscutível importância para a realização da gestão integrada dos resíduos sólidos, assim como, para a implementação da PNRS, instituída em 2010 (MMA, 2010). Estes profissionais realizam boa parte do processo de reciclagem, desempenhando, de modo geral, as seguintes atividades: coleta seletiva, triagem, classificação, processamento e comercialização de materiais recicláveis. Desta forma são considerados os agentes principais da cadeia produtiva de reciclagem (MMA, 2010; ZANIN; MANCINI, 2004).

Segundo as estimativas do IPEA (2013), os catadores são responsáveis pela coleta de aproximadamente 90% de todo o material que é reciclado no Brasil, o que significa, conforme Benvindo (2010), que a reciclagem só existe em razão do trabalho destes agentes e independe da forma que eles se mantêm organizados.

Para Ungaretti (2008), estes profissionais evitam o desperdício de energia, de materiais, áreas de aterros, isto é, contribuem para a redução da poluição ambiental. Além disso, Heine (2012) afirma que, estes atores contribuem também para a economia dos municípios, uma vez que, ao realizarem boa parte da coleta de resíduos colaboram para a redução do valor pago para a disposição final destes.

Embora, sejam considerados os agentes principais da cadeia produtiva de reciclagem, os catadores são os menos valorizados. Estes muitas vezes são submetidos a uma condição de mão de obra barata, que sustenta verdadeiros cárteis de compradores (empresas) que inclusive declaram-se socialmente responsáveis. Além disso, são constantemente ameaçados e até mesmo assassinatos no Brasil (MNCR, 2012).

Desse modo, em virtude da busca pelo reconhecimento desta classe de trabalhadores, foi criado no ano de 2001, o Movimento Nacional de Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR), o qual tinha por finalidade principal a implementação de políticas públicas para a inserção desses agentes na gestão integrada de resíduos sólidos (MNCR, 2012). A partir disso,

em 2002, os catadores finalmente obtêm o reconhecimento de sua classe, a qual é oficializada na CBO (Classificação Brasileira de Ocupações).

Conforme os dados do CEMPRE (2013), hoje no Brasil, existem 800 mil catadores de materiais recicláveis, destes, aproximadamente 30 mil são organizados em cooperativas/associações. Estas, ainda de acordo com o mesmo autor, no ano de 2012, foram responsáveis pela separação de 18% dos resíduos encaminhados para a reciclagem no Brasil, ficando o restante a cargo dos atacadistas, os quais incorporam, muitas vezes, a mão de obra de catadores autônomos.

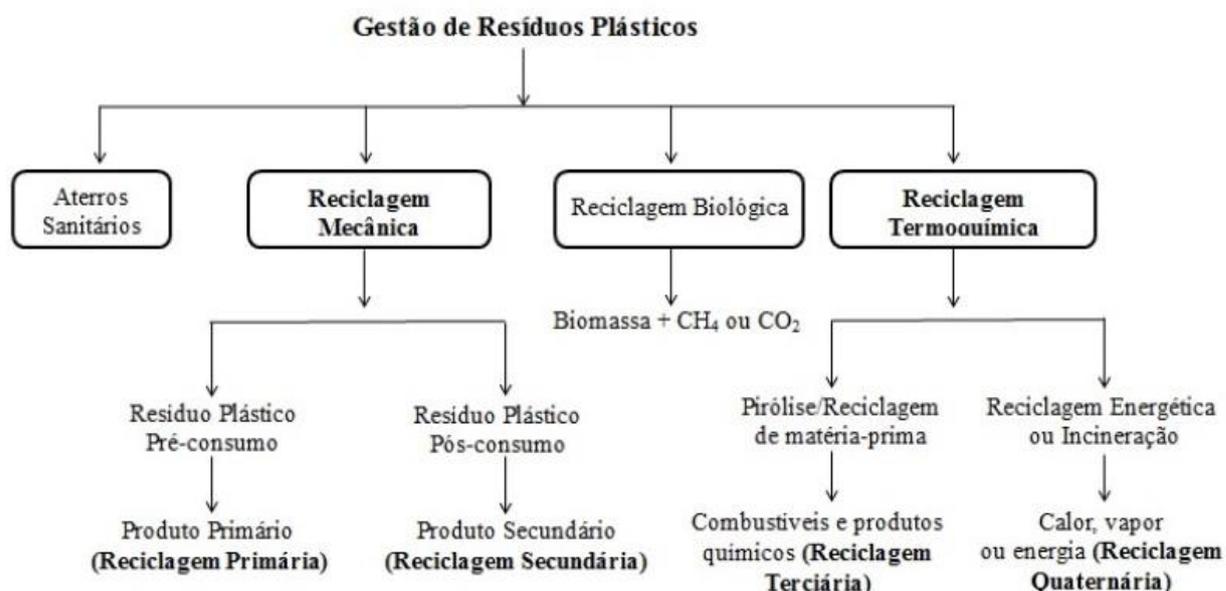
Segundo a Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA), no estado do Rio Grande do Sul, não existe nenhum cadastro de catadores de materiais recicláveis, porém com base no cadastro único para Programas Sociais do Governo Federal estão cadastradas 3.314 famílias de catadores (SEMA, 2014). Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) estão organizados no estado, 3.501 catadores nas 159 associações/cooperativas de materiais recicláveis (SNIS, 2011).

Na cidade de Santa Maria, conforme Brusius (2010), existem em torno de 500 famílias de catadores, os quais em sua maioria utilizam essa atividade como a única fonte de sustento, embora alguns a utilizem como complemento da renda mensal. Conforme a Prefeitura Municipal de Santa Maria (PMSM) há cinco associações de catadores devidamente legalizadas no município, sendo elas: Associação dos Seleccionadores de Materiais Recicláveis de Santa Maria (ASMAR), Associação dos Recicladores da Vila Pôr do Sol (ARPS), Associação de Reciclagem Seletiva de Lixo Esperança (ARSELE) e Associação de Catadores e Reciclagem Noêmia Lazzarini (NOEMIA), Associação de Recicladores de Camobi (ARCA) (PMSM, 2014).

### **3.4.2 Processos de reciclagem de resíduos poliméricos**

A reciclagem de resíduos poliméricos, segundo Mano, Pacheco e Bonelli (2010), pode ser realizada de diferentes formas, visto que a mesma depende da origem desses resíduos, como também, do processo de reciclagem a ser adotado. Desse modo, para uniformizar os conceitos, a Sociedade Americana de Ensaios de Materiais (ASTM), instituiu uma divisão para reciclagem de polímeros, a qual compreende quatro principais abordagens, sendo elas: a reciclagem primária, secundária, terciária e quaternária (Figura 8) (ZANIN; MANCINI, 2004; PANDA; SINGH; MISHRA, 2010).

Figura 8 – Diferentes rotas de gestão de resíduos plásticos.



Fonte: Adaptação de PANDA; SINGH; MISHRA, 2010).

A reciclagem primária, dita também reciclagem mecânica primária, é um processo que permite a reintrodução de resíduos poliméricos industriais (aparas, rebarbas, peças danificadas e fora de especificação, canais de injeção, etc.), no ciclo de extrusão, sopro ou injeção, para a produção de materiais com propriedades semelhantes à resina virgem. Para isto, se faz necessário a utilização de resíduos poliméricos com características similares aos produtos originais (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009; MANO; PACHECO; BONELLI, 2010).

A reciclagem secundária, também conhecida como reciclagem mecânica, é responsável pelo reprocessamento de materiais poliméricos pós-consumo através de meios mecânicos, no entanto ela só pode ser realizada em polímeros formados por somente um tipo de resina, por exemplo, PS, PP, PE etc. (AL-SALEM, LETTIERI, BAEYENS, 2009; MANRICH; MANRICH; BORGES, 2010). Desse modo, esse processo envolve tipicamente as seguintes etapas: seleção, cominuição, lavagem, secagem e reprocessamento, inclusive também pode incluir, a aglutinação quando se tratar de plásticos filmes (ZANIN; MANCINI, 2004; SHEN; WORRELL, 2014).

A reciclagem terciária ou reciclagem química consiste em um processo de despolimerização que ocorre através de reações químicas a altas temperaturas (350 °C a 1000 °C), para obtenção de compostos químicos, como os monômeros, oligômeros e substâncias de

baixa massa molar, que novamente podem ser polimerizados, industrializados e então comercializados (AL-SALEM, LETTIERI, BAEYENS, 2009; ZANIN; MANCINI, 2004). Segundo Mano, Pacheco e Bonelli (2010), esta reciclagem envolve reações de pirólise, solvólise e degradação termoxidativa. As reações de pirólise e de degradação termoxidativa realizam a quebra de ligações da cadeia do polímero, tais como, PE, PS, PP, etc., o que se dá por meio de processos termolíticos, onde estes materiais são convertidos em monômeros, produtos químicos, combustíveis, entre outros (MANO; PACHECO; BONELLI, 2010). Já a solvólise realiza a quebra das ligações dos átomos de carbono e heteroátomos (oxigênio, cloro, enxofre, etc.) do polímero. Esta técnica é utilizada principalmente em PET, PU, Nylon, onde ocorre a obtenção de elevadas proporções de monômeros originais com outros produtos (MANRICH; MANRICH; BORGES, 2010).

A reciclagem quaternária ou reciclagem energética é um processo que tem por base a combustão dos resíduos poliméricos, de forma a aproveitar o seu conteúdo energético, para a produção de vapor ou geração de energia elétrica. A partir desse processo obtém-se então, a energia e a emissão gasosa, essencialmente composta por dióxido de carbono, quando há a combustão completa (AL-SALEM, LETTIERI, BAEYENS, 2009; ZANIN; MANCINI, 2004). Cabe salientar, que os polímeros possuem o maior potencial calorífico dentro da composição dos RSU, visto que em 1 kg desse material existe energia equivalente a 1 kg de combustível mineral (PLASTIVIDA, 2009).

Dentre estas tecnologias de reciclagem, segundo Shen e Worrell (2014), destaca-se hoje a reciclagem mecânica, visto que ela é mais utilizada para polímeros. No Brasil em 2012, a sua taxa atingiu 20,9%, o que significou um percentual muito positivo quando comparado à taxa européia, que nesse mesmo ano alcançou 25,4% (PLASTIVIDA, 2012).

Para Shen e Worrell (2014), a reciclagem de polímeros ainda é limitada quando comparada a de outros materiais e isto pode ser observado na própria Europa, que apesar de ser considerada a líder de reciclagem de polímeros, consegue reciclar apenas cerca de 26% desse material, enquanto que a reciclagem do papel pode chegar a uma taxa de quase 72%.

No contexto geral, Zanin e Mancini (2004) afirmam que, todos estes processos de reciclagem de polímeros propiciam não somente a redução do uso de recursos naturais não-renováveis (mais especificamente, o petróleo), mas também da quantidade de resíduos plásticos descartados juntamente com os RSU, ou seja, contribuem para minimização de impactos ambientais e além disso, permitem a geração de emprego e renda (MANRICH; MANRICH; BORGES, 2010).

No entanto, existem também algumas barreiras que dificultam a reciclagem de polímeros e assim a tornam limitada, tais como: os impostos a serem pagos pelos recicladores; a falta de programas de coleta seletiva; o custo elevado com o transporte desse material, devido ao seu baixo peso e grande volume que ocupa; a existência de uma grande diversidade de plásticos, que dificulta a sua correta separação e a presença de contaminantes como, papel, etiquetas, grampos, comida, gorduras, e sujeira em geral que reduzem seu preço de venda (CEMPRE, 2015).

Nesse sentido, conforme Manrich, Manrich e Borges (2010), em todos os processos de reciclagem de materiais, a segregação, a limpeza e o tratamento apropriado são fundamentais para se obter produtos novos que atendam as exigências de qualidade e durabilidade.

#### *3.4.2.1 Segregação dos Resíduos Poliméricos*

A segregação dos resíduos polímeros, de acordo com Al-Salem, Lettieri e Baeyens (2009), é de fundamental importância para a reciclagem, visto que a presença de qualquer material incompatível pode provocar graves danos a esse processo (MANRICH; MANRICH; BORGES, 2010).

Além disso, os polímeros são constituídos geralmente por impurezas como, rótulos, tampas e até mesmo pequenas parcelas de metais que, segundo Shen e Worrell (2014), precisam ser removidas para assegurar a qualidade do processo de reciclagem, bem como a do produto a ser obtido. Na reciclagem do PET, por exemplo, a presença de PVC não pode ultrapassar 30 ppm (partes por milhão), o que equivale a apenas 9 garrafas de PVC em um caminhão com aproximadamente 290 mil garrafas de PET. Isso ocorre, pois a temperatura necessária para a fusão do PET acaba degradando o PVC e assim gerando, entre outras substâncias, o ácido clorídrico que é prejudicial a esse processo (MANRICH; MANRICH; BORGES, 2010; ZANIN; MANCINI, 2004).

A partir disso, torna-se evidente, conforme Zanin e Mancini (2004), a necessidade da realização de uma separação criteriosa dos diferentes tipos de polímeros e para que isto seja possível deve ocorrer anteriormente à identificação desses materiais, que pode ser realizada através de diversos métodos, os quais podem envolver tanto a separação manual como a automatizada (MANRICH; FRATTINI; ROSALINI, 1997; SHEN; WORRELL, 2014).

O método manual de identificação de polímeros pode ser realizado por meio do aspecto visual, do conhecimento referente ao tipo de embalagens, além da identificação da simbologia contida no produto, conforme mostra a Tabela 3 (SPINACÉ; DE PAOLI, 2005).

Há também a separação por densidade (onde os polímeros menos densos flutuam e os mais densos ficam submersos, devido justamente as suas diferenças de densidades); testes de queima (onde é realizado a queima do polímero e a partir das características apresentadas pela chama, cor da mesma e odor, identifica-se o mesmo) e ainda diversos métodos, que são apresentados por Manrich, Frattini e Rosalini, (1997) e Shen e Worrel (2014).

Tabela 3 – Principais características dos polímeros mais utilizados

SIMBOLOGIA DE IDENTIFICAÇÃO DE POLÍMEROS PARA RECICLAGEM	ESTRUTURA QUÍMICA	PRINCIPAIS APLICAÇÕES	TEMPERATURA DE FUSÃO (°C)*	DENSIDADE (g/cm <sup>3</sup> )
 <b>PET</b> (Tereftalato de polietileno)	$\left[ \text{C} \begin{array}{c} \text{O} \\ \parallel \\ \text{C}_6\text{H}_4 \\ \parallel \\ \text{C} \end{array} \text{O}-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{O} \right]_n$	Fibras têxteis, garrafas de refrigerante, mantas de impermeabilização, frascos e garrafas para uso alimentício/hospitalar, etc.	260-300	1,22 – 1,40
 <b>PEAD/HDPE</b> (Polietileno de alta densidade)	$\left[ \begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\   \quad   \\ \text{C} - \text{C} \\   \quad   \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array} \right]_n$	Tampas, sacolas, potes, baldes, utilidades domésticas, vasilhames, frascos em geral, etc.	130-135	0,94 – 0,96
 <b>PVC</b> (Cloretos de polivinila)	$\left[ \begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\   \quad   \\ \text{C} - \text{C} \\   \quad   \\ \text{H} \quad \text{Cl} \end{array} \right]_n$	Tubos rígidos de água e esgoto, tubos flexíveis, cortinas, embalagens, mangueiras, etc.	273	1,22 – 1,30
 <b>PEBD/LDPE</b> <b>PEBDL/LLDPE</b> (Polietileno de baixa densidade e Polietileno de baixa densidade linear)	$\left[ \begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\   \quad   \\ \text{C} - \text{C} \\   \quad   \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array} \right]_n$	Utensílios domésticos, filmes para embalar alimentos, sacaria industrial, frascos flexíveis e sacos em geral, etc.	109-125	0,91 – 0,93/ 0,92 – 0,94
 <b>PP</b> (Polipropileno)	$\left[ \begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\   \quad   \\ \text{C} - \text{C} \\   \quad   \\ \text{H} \quad \text{CH}_3 \end{array} \right]_n$	Peças dobradiças, autopeças, frascos, pacotes, potes, utilidades domésticas, etc.	160-170	0,89 – 0,91
 <b>PS</b> (Poliestireno)	$\left[ \begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\   \quad   \\ \text{C} - \text{C} \\   \quad   \\ \text{H} \quad \text{C}_6\text{H}_5 \end{array} \right]_n$	Utensílios domésticos rígidos, brinquedos, bandejas de supermercados, copos descartáveis, potes para iogurtes, sorvetes, doces e indústria eletroeletrônica.	235	1,04 – 1,09
 <b>OUTROS</b>	—	Autopeças, chinelos, pneus, acessórios esportivos e náuticos, plásticos especiais e de engenharia, embalagens de vários produtos, etc.	—	—

Fonte: Adaptação de Mano; Pacheco; Bonelli (2010); BRALE (2014); Manrich; Frattini; Rosalini (1997); NBR 13.230/ABNT (2008); SEMA (2005); Vilhena; Falsetti (2013).

\*Valores orientativos; podem variar em função do ciclo e/ou geometria da peça.

### 3.4.2.2 Cominuição dos Resíduos Poliméricos

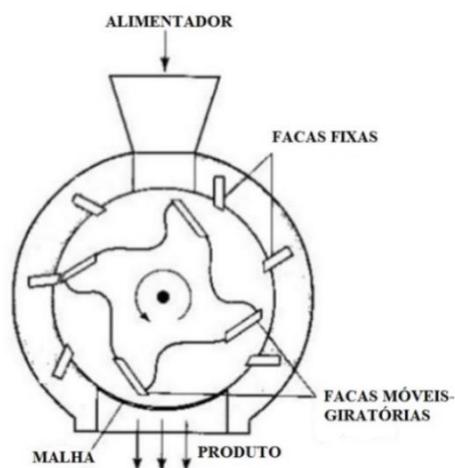
A cominuição, segundo Zanin e Mancini (2004), é uma etapa fundamental para o processo de reciclagem, visto que é utilizada para reduzir o tamanho dos materiais que serão reciclados. Conforme Eulálio, Capiati e Barbosa (2000) esta etapa pode ser realizada antes, durante ou após o processo de lavagem, o que irá depender do tipo de material a ser reciclado e/ou da tecnologia utilizada para reciclar.

Ainda de acordo com o mesmo autor, no caso de resíduos poliméricos oriundos do RSU, o procedimento mais eficiente é realizar a cominuição durante o processo de lavagem, uma vez que proporciona uma melhor limpeza enquanto o material é cominuído.

Para Shen e Worrell (2014), este método permite o processamento de grandes partículas de resíduos, como também, melhora a densidade dos mesmos, tornando o seu armazenamento e transporte mais eficiente, já que transforma estes materiais em flocos (flakes), os quais podem ficar em torno de 1 cm nas indústrias recicladoras de polímeros (ZANIN; MANCINI, 2004)

Além disso, para a reciclagem desse tipo de material têm sido mais utilizado moinhos de facas, os quais dispõem de facas fixas e móveis-giratórias e abaixo delas há uma malha metálica que funciona como peneira que controla o tamanho do material a ser produzido, conforme ilustra a Figura 9 (WALTER et al., 1995; ZANIN; MANCINI, 2004).

Figura 9 – Esquema do funcionamento do moinho de facas.



Fonte: Adaptação de Moreschi (2013).

### 3.4.2.3 Lavagem dos resíduos poliméricos

A lavagem, de acordo com Faria e Pacheco (2011), é um processo utilizado para eliminar impurezas e contaminantes em geral, tais como, restos de alimentos, gorduras, produtos químicos, ainda contidos nas embalagens pós-consumo. A lavagem, portanto tem por objetivo assegurar que contaminantes não sejam fundidos como corpos estranhos e reduzam a qualidade do produto (WALTER et al., 1995).

Este processo torna-se ainda mais importante para alguns casos, como o das embalagens de iogurte. Estas possuem uma parcela de resíduos em percentual de peso, geralmente, maior que o próprio peso do pote de iogurte, que é de apenas cerca de seis gramas. Logo, quando obtemos um conjunto de resíduos poliméricos, acabamos adquirindo uma parcela maior de impurezas do que propriamente de polímeros (WALTER et al., 1995).

Nesse sentido, Zanin e Mancini (2004) afirmam que, para a remoção das diversas impurezas contidas nos resíduos pós-consumo, inclusive quando há grande quantidade de matéria orgânica nestes, faz-se necessário o emprego de soluções de limpeza, que geralmente são soluções de detergentes e de hidróxido de sódio. Além disso, é claro, utilizam-se diferentes técnicas com auxílio de agitação, outros produtos químicos e inclusive temperatura superior a ambiente.

Com relação às características da água de lavagem, segundo Shen e Worrel (2014), esta pode ser utilizada tanto fria como quente (até 60 °C), porém com a aplicação de água fria há um aumento do uso de produtos químicos e de energia mecânica.

Para Zanin e Mancini (2004), quando se faz o uso de agentes de limpeza no processo de lavagem, como detergentes e o hidróxido de sódio há a ocorrência de processos físico-químicos e reações químicas, que com o emprego de temperaturas superiores a ambiente podem ser aceleradas. Inclusive, o emprego de temperatura gera o acréscimo de custos, pode provocar rápida corrosão nos equipamentos e evaporar a água, tornando a solução mais concentrada (ZANIN; MANCINI, 2004).

O processo de lavagem, conforme Devlieghere et al. (1997) é comumente subdividido, tanto em trabalhos científicos como em escala industrial em três etapas básicas. Pré-lavagem, lavagem e enxague. Esta última, segundo Zanin e Mancini (2004) é de indiscutível importância, principalmente para processos de lavagens que utilizam produtos químicos, pois a mesma tem por objetivo remover os resquícios destes, impedindo assim que as propriedades finais do material sejam alteradas, isto é, garantindo a qualidade do produto a ser obtido.

Remédio, Zanin e Teixeira (1999) ressaltam em seu estudo, que a lavagem é de fundamental importância para a recuperação dos resíduos poliméricos, uma vez que estes precisam estar limpos para então serem reciclados. Apesar disso, segundo Shen e Worrell (2014), essa não é uma regra que se aplica a todos os materiais, pois alguns destes podem ser imediatamente processados. De acordo com Faria e Pacheco (2011), isto deve ser definido a partir da identificação da origem dos resíduos, pois desse modo é possível determinar o grau de contaminação dos mesmos, bem como a linha de processamento que irão seguir.

Por exemplo, os resíduos poliméricos pré-consumo (aparas, refugos, peças fora de especificação) não precisam passar pelo processo de lavagem, já que não possuem contato com RSU ou contaminantes em geral, o que lhes diferem dos resíduos poliméricos pós-consumo. No entanto, também é preciso saber se o resíduo pós-consumo é proveniente ou não de coleta seletiva, pois caso for, as despesas com o processo de lavagem são minimizadas e consequentemente os custos com a reciclagem também são reduzidos, visto que estes apresentam um menor grau de contaminação do que os que se encontram misturados ao RSU (FARIA; PACHECO, 2011).

É importante salientar, ainda de acordo com o mesmo autor, sobre o cuidado que se deve adotar em relação à quantidade e a qualidade de água a ser utilizada no processo de lavagem de resíduos poliméricos. A quantidade de água deve ser a mínima possível e em relação à qualidade da água é preciso que haja um sistema de tratamento e recirculação, que garantam a não geração de efluente líquido.

Porém, para a determinação de um sistema de tratamento de efluentes faz-se necessário primeiramente, a sua caracterização. De acordo com Cavalcanti (2009), dependendo do tipo de efluente, da natureza dos seus contaminantes e do nível requerido em função dos padrões de descarte ou de reúso da água, é que se pode estabelecer o tipo de tratamento de efluentes é mais adequado para um determinado processo.

### 3.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Para a determinação da qualidade da água existem diversos parâmetros, que servem para traduzir as suas principais características biológicas, físicas e químicas (VON SPERLING, 2005). Desse modo, para a caracterização do efluente gerado no processo de lavagem dos resíduos poliméricos, bem como do efluente tratado foram utilizados alguns desses parâmetros, sendo eles:

Turbidez, pH, condutividade elétrica, óleos e graxas, demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos e voláteis (STF e STV), sólidos em suspensão (SS), sólidos em suspensão fixos e voláteis (SSF e SSV), sólidos dissolvidos totais (SDT), surfactantes.

Além dos parâmetros acima, também foi utilizada a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) para a determinação da composição dos principais poluentes contidos no efluente gerado no processo de lavagem de resíduos poliméricos e também para verificar a sua presença ou não no efluente tratado.

### **3.5.1 Turbidez**

A turbidez da água é determinada a partir da presença de materiais sólidos em suspensão, que podem ser de origem orgânica ou inorgânica. Esta também pode ser provocada pela presença de plâncton, algas, outros organismos microscópicos e muitas outras substâncias como o zinco, ferro, resultantes de despejos industriais e domésticos e do próprio processo natural de erosão, que por sua vez, reduzem a transparência da água (FUNASA, 2004; APHA, 2012). De acordo com Von Sperling (2005), a turbidez expressa o nível de interferência através da passagem de luz na água, lhe conferindo uma aparência turva.

### **3.5.2 pH**

O pH (potencial hidrogeniônico) é utilizado para determinar a concentração de íons hidrogênio presente na água e serve para indicar sobre a condição de neutralidade, acidez ou alcalinidade da mesma. A faixa do pH varia de 0 a 14, sendo que o valor abaixo de 7 indica que a água é ácida, acima de 7 é alcalina e igual a 7 é neutra. Este fator é de suma importância, principalmente nos processos de tratamento, como a coagulação, floculação, controle da corrosividade e controle da desinfecção (VON SPERLING, 2005; FUNASA, 2004).

### **3.5.3 Condutividade Elétrica (CE)**

A condutividade elétrica expressa à capacidade que uma solução aquosa tem em conduzir corrente elétrica. Esta capacidade depende principalmente da presença de íons, da concentração total, valência, mobilidade e temperatura. Na maior parte, soluções de

compostos inorgânicos são relativamente bons condutores. Enquanto, que as moléculas de compostos orgânicos por não se dissociarem em solução aquosa conduzem pouca corrente elétrica (APHA, 2012).

### 3.5.4 Óleos e Graxas

Este parâmetro é utilizado para verificar a presença de certas substâncias, tais como, graxas, óleos vegetais e minerais, ceras, ácidos graxos, sabões, etc. Para isto, emprega-se o método de extração com solvente, que no caso é o n-hexano em um Soxhlet. Neste, é inserida a membrana utilizada na filtragem da amostra a ser analisada e assim ocorre a extração dessas substâncias que não volatilizam durante a evaporação do solvente a 100° C (APHA, 2012).

### 3.5.5 Sólidos

Os sólidos referem-se a matéria dissolvida ou em suspensão presente na água ou em efluentes e são resultantes de quaisquer contaminantes, exceto gases dissolvidos. Eles podem ser classificados quanto ao seu tamanho e estado, quanto as suas características químicas e também quanto a sua sedimentabilidade, conforme mostra a Tabela 4 (APHA, 2012).

Tabela 4 – Classificação dos diversos tipos de sólidos.

<b>CLASSIFICAÇÃO POR TAMANHO E ESTADO</b>	<b>CLASSIFICAÇÃO PELAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS</b>	<b>CLASSIFICAÇÃO PELA SEDIMENTABILIDADE</b>
Sólidos em suspensão	Sólidos voláteis (matéria orgânica)	Sólidos em suspensão sedimentáveis
Sólidos dissolvidos	Sólidos fixos (matéria inorgânica)	Sólidos em suspensão não sedimentáveis

Fonte: Adaptação de Von Sperling (2005).

O termo “sólidos totais” diz respeito ao material residual que restou em um recipiente (cadinho), após a evaporação e secagem da amostra em uma estufa com temperatura em torno de 105 °C. Estes incluem os sólidos suspensos totais – que representam a parcela dos sólidos totais que ficam retidos no filtro (membrana) e os sólidos totais dissolvidos – que dizem respeito a parcela de sólidos que passa através do filtro (APHA, 2012).

A determinação dos sólidos fixos pode ser utilizada tanto para os sólidos totais, como para os sólidos suspensos e também para os sólidos dissolvidos. Eles se referem ao material

residual restante, após aquecimento e calcinação da amostra em uma mufla com temperatura em torno de 550 °C. A perda de peso devido a calcinação na mufla representa os sólidos voláteis presentes na amostra analisada (APHA, 2012)..

Os sólidos sedimentáveis dizem respeito ao material que fica sedimentado após um período de tempo definido. Já os não sedimentáveis são os materiais que permanecem em suspensão (APHA, 2012).

### **3.5.6 Demanda de Oxigênio – DQO (Demanda química de oxigênio) e DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio)**

A matéria orgânica presente em despejos domésticos ou industriais possui compostos que em sua maioria são instáveis e podem ser oxidados biológica ou quimicamente, se tornando compostos mais estáveis como o CO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub> (RICHTER; NETO, 1991). Entretanto, para que isso seja possível se demanda certa quantidade de oxigênio, que segundo Richter e Neto (1991) e Von Sperling (2005), pode ser:

1. DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxigênio): corresponde à quantidade de oxigênio que é requerida para degradar a matéria orgânica biodegradável através de processos biológicos (realizada por bactérias aeróbias).
2. DQO (demanda química de oxigênio): se refere ao consumo de oxigênio requerido para oxidar a matéria orgânica através de processos químicos.

#### *3.5.6.1 Relação DQO/DBO<sub>5</sub>*

Para esgotos domésticos brutos a relação entre a DQO/DBO<sub>5</sub> normalmente pode variar entre 1,7 a 2,4. No entanto, para os efluentes industriais esta relação pode variar amplamente. A mesma é utilizada para obtenção da caracterização dos despejos quanto à sua biodegradabilidade e a partir disso pode-se tirar conclusões sobre o método de tratamento adequado a ser adotado para determinado processo.

Por exemplo, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> baixa (< cerca de 2,5) indica um tratamento biológico, visto que a fração biodegradável é elevada. Já para a relação DQO/DBO<sub>5</sub> intermediária (entre cerca de 2,5 e 3,5) é indicado que seja feito o estudo do caso, para avaliar a viabilidade do tratamento biológico, visto que a fração biodegradável não é elevada. E para a relação DQO/DBO<sub>5</sub> elevada (> cerca de 3,5 ou 4,0) indica-se um tratamento físico-químico, visto que a fração não biodegradável é elevada (VON SPERLING, 2005).

### 3.5.7 Surfactantes

Este parâmetro serve para determinar a presença de surfactantes ou tensoativos, como detergentes, sabões, presentes na água ou efluente. O método utilizado é o do azul de metileno, o qual reage sob condições específicas com os surfactantes que podem estar presentes na amostra e assim são determinadas as concentrações destes, que no caso são relativas ao sulfonato de alquil benzeno linear (LAS), utilizado como padrão na análise (APHA, 2012).

### 3.5.8 Espectroscopia no Infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)

A espectroscopia no infravermelho (IV), sem dúvida alguma, é uma das técnicas analíticas mais importantes disponíveis nos dias atuais. Ela pode ser utilizada em praticamente qualquer amostra sob qualquer estado, como líquidos, pastas, soluções, pós, fibras, filmes, superfícies, que inclusive podem ser analisados através de uma criteriosa escolha da técnica de amostragem (STUART, 2004). Ainda conforme o mesmo autor, esta técnica teve um significativo avanço quando se introduziu espectrômetros de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), que por sua vez, proporcionaram uma drástica melhora da qualidade dos espectros no infravermelho e minimizaram o tempo para a obtenção dos dados.

A espectroscopia no IV, assim como qualquer outra técnica de espectroscopia se dá a partir da interação da radiação, no caso IV, com o material, e resulta da interação da radiação incidente com o campo elétrico oscilante da vibração molecular. No espectro eletromagnético, a faixa de radiação do infravermelho acontece entre o visível e o microondas, e se situa na região de  $4000$  a  $400\text{ cm}^{-1}$  a faixa de maior interesse (CANTOR; SCHIMMEL, 1980).

## 3.6 TRATAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento de efluentes consiste na remoção da poluição presente (orgânica ou inorgânica) na água, a partir da utilização de processos físicos, químicos e biológicos para posterior lançamento em corpos receptores ou para o seu reúso (CAVALCANTI, 2009). Sendo assim, as tecnologias aplicáveis para o tratamento de efluentes podem ser agrupadas da seguinte forma:

- **Tratamentos Físicos:** nesse processo há segregação de fases por meio de operações unitárias, onde atuam forças físicas, utilizadas para a remoção de sólidos mais grosseiros e não dissolvidos. Logo, pode-se dizer que nesse tratamento não ocorre propriamente uma depuração dos efluentes, apenas há a remoção de determinados contaminantes refratários do fluxo principal de despejos, o que viabiliza a sua depuração em processos de tratamento subsequentes (CAVALCANTI, 2009; SHEEHAN; GREENFIELD, 1980; SIMATE et al., 2011).

- **Tratamentos Químicos:** nesse processo ocorre a remoção de sólidos coloidais e em suspensão, metais pesados, nutrientes, a partir da adição de diferentes produtos químicos (coagulantes, adsorventes, oxidantes) que servem para alterar a composição química da água residual (HUANG; SCHWAB; JACANGELO, 2009). Inclusive, através da reação química ocorre até mesmo, a modificação da estrutura de compostos orgânicos persistentes, dessa forma, estes se tornam acessíveis à degradação biológica (CAVALCANTI, 2009).

- **Tratamentos Biológicos:** propiciam a redução do conteúdo orgânico biodegradável dos efluentes, inclusive pode reduzir compostos orgânicos de estrutura molecular complexa, porém, estes precisam ser devidamente tratados quimicamente e devem estar sob a ação de uma biomassa aclimatizada (CAVALCANTI, 2009). Também, de acordo com o mesmo autor, em determinadas condições, esse tratamento propicia a nitrificação e a desnitrificação do despejo. Em linhas gerais, podemos dividir os processos de tratamento biológico em dois grandes grupos: os processos aeróbicos (com presença de O<sub>2</sub>) e os processos anaeróbicos (ausência de O<sub>2</sub>) (GOLDAMMER, 2008).

Esses processos de tratamento envolvem algumas operações unitárias, conforme ilustra a Tabela 5.

Tabela 5 – Processos de tratamento de efluentes e operações unitárias utilizadas.

TIPOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES	OPERAÇÕES UNITÁRIAS
Tratamentos Físicos	Sedimentação, gradeamento/peneiramento, flotação, separação por gravidade diferencial, filtração, aeração, eletrodialise, eletrodeionização.
Tratamentos Químicos	Acerto de pH, oxi-redução, adsorção, precipitação química, processos oxidativos avançados (POA), troca iônica, desinfecção, cloração.
Tratamentos Biológicos • processos aeróbicos	Lagoas aeradas, lodos ativados, contactores biológicos rotativos, filtros biológicos e lagoas de estabilização.
Tratamentos Biológicos • processos anaeróbicos	Lagoas anaeróbicas e os reatores anaeróbicos de fluxo ascendentes (EGSB, UASB e outros).

Fonte: Adaptação de Cavalcanti (2009); Simate et al.(2011).

### 3.6.1 Coagulação/Floculação/Sedimentação

Encontram-se na literatura diversas interpretações para os termos “coagulação” e “floculação”, constantemente são considerados sinônimos. Segundo Simate et al. (2011), a coagulação e floculação são processos físico-químicos, que normalmente são utilizados para remoção de cor e materiais coloidais presentes em águas residuais.

Segundo Bolto e Gregory (2007), a coagulação é um processo onde ocorre a desestabilização de partículas presentes em águas residuais. Isto só é possível a partir da utilização de coagulantes, que servem justamente para reduzir todas as forças repulsivas que essas partículas possuem e assim estas se agregam. Subsequente à coagulação tem-se a floculação, que através da ocorrência de colisões entre as partículas (desestabilizadas na coagulação), permite a formação de aglomerados de partículas, denominadas então de flocos.

Conforme Richter (2009), o processo de coagulação envolve, primeiramente, uma mistura rápida da água residual com o coagulante, em seguida, ocorre uma mistura lenta, onde então o material coagulado é transformado em flocos. Esta mistura rápida (coagulação) e lenta (floculação) estão associadas à união e a precipitação de partículas, que ocorrem basicamente através de processos de transporte de fluidos e nestes processos a diferença entre as duas está relacionada com a intensidade de mistura (definida pelo gradiente de velocidade) e com tempo empregado.

Outros fatores que também precisam ser considerados nos processos de coagulação e floculação de acordo com Jiang (2001) e Mesdaghinia e Yousefi (1991) são: a natureza do coagulante e sua dosagem, pH da amostra e o tempo, visto que estes influenciam diretamente na eficiência desses processos. E esta eficiência do processo de coagulação/floculação é que garantirá o sucesso de outros processos, tais como a sedimentação (RICHTER, 2009).

A sedimentação é um processo físico, que ocorre através da ação do campo gravitacional, o qual permite a separação sólido-líquido, devido à diferença existente entre as concentrações das fases presentes na suspensão a ser processada (CREMASCO, 2012). Este processo de decantação (sedimentação ou espessamento) ocorre geralmente em tanques cilíndricos, conhecidos como sedimentadores, que por sua vez são classificados comumente em dois tipos: os espessadores, que são caracterizados pela produção de espessados com elevada concentração de partículas, para tanto a fase particulada é o seu produto de interesse, e os clarificadores, que por se caracterizarem pela produção de espessados com baixas concentrações de partículas, tem como produto de interesse o líquido (AROUCA, 2007).

É importante ressaltar ainda, que as águas residuais são, geralmente, constituídas por materiais finamente divididos, que podem estar em solução ou no estado coloidal e que não conseguem ser removidos por uma simples sedimentação. Desse modo torna-se necessária à adição de coagulantes para que haja a formação de aglomerados (flocos) e assim ocorra então a sedimentação com maior facilidade (RICHTER, 2009).

### 3.6.1.1 Coagulantes

Podem ser considerados coagulantes, segundo Richter (2009), quaisquer agentes que produzam a ação de coagulação. Estes, por sua vez, conforme Bratby (2007), Richter (2009) e Stechemesser e Dobiáš (2005) podem ser classificados em dois tipos:

- Coagulantes orgânicos – são polímeros (compostos por uma cadeia molecular longa), também denominados polieletrólitos, que podem ser naturais (derivados de amido, alginatos, taninos, quitina, quitosana, etc.) ou artificiais/sintéticos.
- Coagulantes inorgânicos – são compostos químicos, tais como sais metálicos hidrolisados (sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto férrico, etc.) e sais metálicos pré-hidrolisados (cloreto de polialumínio, polialumínio sulfato de silicato, etc.), estes também são conhecidos como coagulantes metálicos.

Dentre estes coagulantes destacam-se os sais de metais inorgânicos, tais como, o sulfato férrico, o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, que normalmente são os principais agentes utilizados no processo de coagulação (BRATBY, 2007; STECHEMESSER; DOBIÁŠ, 2005).

Para Richter (2009) o agente coagulante, que normalmente tem sido mais utilizado para os processos de tratamento de água, é o sulfato de alumínio:  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ , pois além de eficiente, de fácil manuseio, tem ampla disponibilidade e também possui um baixo custo (ALOUÏ; KCHAOU; SAYADI, 2009).

Este material é disponibilizado na forma de pó, granular e em soluções concentradas, que possuem em torno de 14% e 18% de óxido de alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ). Ao ser adicionado em água, este coagulante reage e produz hidrogênio livre, que por sua vez, contém íons que diminuem a alcalinidade e liberam  $\text{CO}_2$ , além disso, também produz o hidróxido de alumínio -  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , que é responsável pela formação dos flocos no processo de coagulação/floculação (CRESPILHO, 2004; RICHTER, 2009).

Apesar da ampla utilização do sulfato de alumínio e de outros agentes coagulantes químicos, tem-se buscado cada vez mais a introdução de agentes alternativos, como os

polieletrólitos orgânicos naturais (por exemplo, quitosana e taninos), que são ambientalmente amigáveis e, portanto, surgem para suprir alguns inconvenientes causados pelos coagulantes metálicos (como a pouca degradabilidade do lodo) (RENAULT et al., 2009; RUHSING PAN et al., 1999). Dentre os diferentes coagulantes naturais destacam-se neste estudo a quitosana e os taninos.

A quitosana, segundo Kurita (2006) é um copolímero linear derivado do processo de desacetilação da quitina - segundo biopolímero mais abundante no mundo, podendo ser encontrada principalmente em crustáceos marinhos. Conforme Ruhsing Pan et al. (1999) a quitosana é um material que apresenta alto peso molecular, é biodegradável e não tóxico, inclusive, ela é facilmente solúvel em soluções ácidas, o que lhe permite maior aplicabilidade.

Também denominada como um bioadsorvente, a quitosana serve para remover íons metálicos tóxicos, compostos orgânicos, corantes, podendo inclusive ser utilizada em processos de tratamento de efluentes industriais como coagulante e floculante (GIRARDI, 2009). Para No e Meyers (2000) a quitosana possui características intrínsecas, tais como: cadeias poliméricas longas, elevada densidade de carga catiónica, que propiciam a formação de agregados de partículas e por consequência a sua precipitação, para tanto, ela pode ser considerada um eficaz coagulante/floculante, que pode ser utilizado para remover os contaminantes presentes em águas residuais.

Os taninos são moléculas fenólicas biodegradáveis, que podem se apresentar nas formas de monômeros, oligômeros ou polímeros e possuem capacidade para a formação de complexos com minerais, proteínas e outras macromoléculas (NAGASHIMA, 2009; CASTRO-SILVA et al., 2004). Eles podem ser extraídos de diversas partes de vegetais, como a Acácia Negra e servem para neutralizar as cargas das partículas presentes em sistemas coloidais, de modo que as mesmas sejam desestabilizadas, podendo assim ocorrer a formação de flocos e em sequência a sedimentação (LAMB; DINIZ; CRUZ, 2003; MARTINEZ, 1996).

Diante do exposto, percebe-se então, que o processo de coagulação/floculação exerce um papel fundamental nos processos de tratamento de águas residuais, visto que este propicia a ocorrência do processo de flotação ou sedimentação e posteriormente filtração (RICHTER, 2009).

### **3.6.2 Filtração**

A filtração é um processo físico-químico e até mesmo biológico em alguns casos (filtros lentos), que serve para separar os sólidos em suspensão presentes em águas residuais

através de sua passagem por um meio poroso (RICHTER; NETO, 1991). Este por sua vez, pode ser de diversos materiais, porém o mais usual é areia, seguida pelo antracito, areia de granada, carvão ativado granular, etc. (RICHTER, 2009).

Segundo Richter e Neto (1991), os filtros podem ser classificados em lentos e rápidos, sendo diferenciados pelo método de limpeza e a taxa com que são operados. Os filtros lentos podem operar durante muitas horas e sua limpeza pode ser realizada com menor frequência. Já os filtros rápidos são limpos com frequência e são operados a taxas superiores a 40 vezes a taxa com que se operam os filtros lentos, assim a sua operação pode durar apenas alguns minutos.

Cabe salientar ainda, sobre a importância fundamental de algumas características que os materiais filtrantes possuem, tais como: a sua forma e variação de forma, o seu tamanho e distribuição de tamanho, peso específico e composição química, visto que estas garantem o bom desempenho de um filtro e, portanto, devem ser objeto de especificação e fiscalização rigorosa. Também deve se levar em conta, a granulometria do material filtrante, que possui grande influência sobre o processo de remoção das impurezas pelo filtro (RICHTER, 2009).

Uma vez realizado o tratamento adequado dos efluentes e atendido os padrões de qualidade exigidos, estes então podem ser descartados em corpos hídricos ou ainda serem reutilizados para outras finalidades (CAVALCANTI, 2009).

### **3.6.3 Reúso da água**

As atividades humanas, o desenvolvimento industrial, aliado ainda ao crescimento demográfico, principalmente em regiões mais desenvolvidas, tem causado o aumento da demanda dos recursos hídricos e, em consequência disso, à escassez destes (PHILIPPI, 2003). Em algumas cidades brasileiras, como é o caso de São Paulo, esta realidade já pode ser observada, o que tem provocado uma série de preocupações e tem chamado a atenção para a necessidade da adoção de alternativas que visem à gestão adequada da água (MIERZWA, 2002).

Assim sendo, Philippi (2003) aponta o reúso da água, como sendo uma dessas alternativas, visto que esta medida tem por objetivo principal, a garantia do atendimento das demandas exigidas para o desenvolvimento das diversas atividades humanas e, portanto, possibilita o alcance de uma melhor qualidade de vida (MIERZWA, 2002).

Dentre os fatores e as tendências que motivam a recuperação e o reúso da água, de acordo com Asano (1991), destacam-se:

- Disponibilidade de efluentes tratados com elevado grau de qualidade;
  - Redução da poluição dos corpos hídricos;
  - Promoção a longo prazo, de uma fonte confiável de abastecimento de água;
  - Gerenciamento da demanda de água em períodos de seca, de acordo com o planejamento global dos recursos hídricos;
- Inserção de práticas de reúso e conservação da água a partir da sensibilização da população.

Tendo em vista estes fatores, aliada é claro a redução de custos e aumentos de lucratividade que podem ser geradas em torno da adoção de certas ações, tais como, a minimização, o reúso e/ou reciclo de efluentes líquidos gerados em processos produtivos industriais. Esta dimensão ambiental, conforme Santos e Miguel (2002), já vem sendo incorporada nesses processos.

Contudo, ainda há um grande impasse no Brasil, em torno da questão de reúso de água, que é a falta de normas técnicas. Isto tem feito com que muitas empresas que investem nessa alternativa, façam isso “a cegas”, o que também implica na segurança deste procedimento, já que não se têm diretrizes ou normas a serem seguidas (ABES, 2013).

Conforme ainda o mesmo autor, há basicamente duas normas para reúso: a NBR 13969/1997 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) e a Resolução nº 54/2005 do CNRH (Conselho Nacional de Recursos Hídricos). A primeira, que não é específica para reúso, trata apenas em um item sobre a definição de classes de água de reúso e indicação de padrões de qualidade; e a segunda, que apresenta sucintamente quatro modalidades para prática de reúso direto não potável: para fins ambientais, agrícolas, indústrias, e aquicultura.

Este quadro precisa então ser revertido, pois a normalização do procedimento de reúso da água garante a maior segurança e eficácia no processo, além disso, pode também despertar maior interesse no tema. Porém, mesmo havendo a sua normalização é preciso que sempre se busque a realização de programas que reduzam o consumo da água, bem este tão imprescindível para a vida na Terra (ABES, 2013; MIERZWA, 2002).

### **3.6.4 Lodo residual**

Os lodos resultantes de processos de tratamento de água são definidos, conforme a NBR 10004 da ABNT, como resíduos sólidos, que precisam ser caracterizados e classificados quanto ao seu grau de periculosidade em relação à saúde pública, bem como, ao meio ambiente, para que assim possam então ser gerenciados adequadamente (ABNT, 2004).

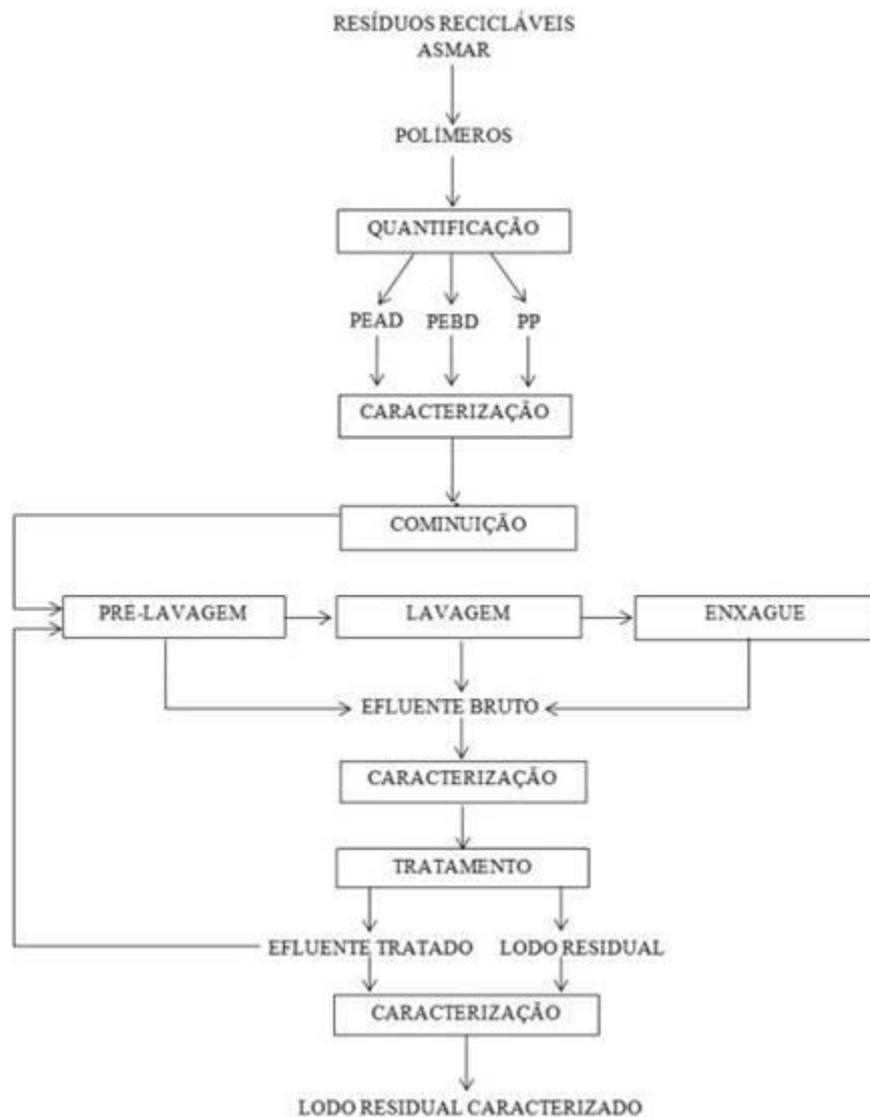
Nesse sentido, uma vez caracterizados, os lodos podem então receber um tratamento e disposição final adequada. Esta por sua vez, é considerada sem dúvida alguma, uma das tarefas mais difíceis, visto que é uma atividade muito dispendiosa e que envolve diversas restrições do meio ambiente (RICHTER, 2001).

Dentre as alternativas adotadas usualmente para a disposição final do lodo, ainda conforme o mesmo autor, podem-se incluir: o lançamento em rede coletora, em lagoas com longo tempo de detenção, aterros sanitários, aplicação no solo e aproveitamento de subprodutos. Estas três últimas exigem a realização da desidratação do lodo, o que facilita o seu manuseio, reduz o seu volume e assim promove a redução de custos com o seu transporte. Para isso podem ser aplicadas diferentes tecnologias de manejo do lodo, que incluem dispositivos mecânicos (como filtros prensa, filtração a vácuo, centrifugação, etc.) e dispositivos não mecânicos (como lagoas e leitos de secagem).

#### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização do estudo do processo de reciclagem de resíduos poliméricos foram realizadas diversas etapas, dentre elas destaca-se: a quantificação dos resíduos poliméricos coletados pela ASMAR, a caracterização quanto ao seu grau de contaminação, a lavagem desses materiais e o tratamento do efluente gerado no processo, conforme ilustra a Figura 10.

Figura 10 – Diagrama de blocos referente às etapas realizadas neste estudo.



#### 4.1 COLETA DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Este estudo foi desenvolvido juntamente com a Associação de Seleccionadores de Materiais Recicláveis (ASMAR), que atua desde 1992 na cidade de Santa Maria, através da realização da coleta de materiais recicláveis gerados pela população local (Figura 11).

A partir desta coleta, os trabalhadores da associação realizam a triagem manual dos materiais recicláveis, os quais são separados e divididos basicamente por categorias como: papel, metal, vidro, polímeros, entre outros (Figura 11c). Os polímeros por sua vez, são subdivididos em diferentes classes de acordo com o tipo de resina que os constituem, tais como: o poli (tereftalato de etileno) - PET, o polietileno de alta densidade – PEAD, o polipropileno - PP, o polietileno de baixa densidade – PEBD e o poliestireno – PS.

Figura 11 - Unidade de triagem de materiais recicláveis - ASMAR. a) Localização da ASMAR. b) Imagem da ASMAR. c) Triagem dos materiais recicláveis.



Fonte: Google Earth (2015); ASMAR (2012).

## 4.2 QUANTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

A quantificação dos resíduos poliméricos teve como base apenas os dados referentes ao levantamento de cada tipo de resina polimérica (PET, PEAD, PVC, PEBD, PP, PS) coletada pela ASMAR no ano de 2014. Não foi possível realizar uma ampla coleta de dados, visto que há uma resistência por parte das associações de catadores, que muitas vezes se quer possuem um controle dessas informações.

## 4.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Para a caracterização dos resíduos poliméricos em relação à quantidade de contaminantes contidos nas embalagens, foram selecionadas primeiramente para este estudo as resinas de PEAD, PEBD e PP (figura 12). Esta escolha se deve ao fato de que estas resinas são as mais representativas dentro da composição dos resíduos poliméricos presentes nos RSU (ARABIOURRUTIA et al., 2012; DEKA; MAJI, 2010; KUNWAR et al., 2016).

Com base nisso, as amostras desses resíduos (PEAD, PEBD e PP), foram coletadas durante a triagem de materiais realizada pela ASMAR (Figura 11c). Mais especificamente, foram coletadas garrafas de iogurte para representar o PEAD, potes de margarina para representar o PP e embalagens de arroz, feijão, sabão em pó, entre outras, para representar o PEBD.

Estas embalagens foram selecionadas, uma vez que, verificou-se visualmente através da triagem de materiais da ASMAR que estas, apesar de provenientes da coleta seletiva, ainda continham em sua maioria, alto teor de resíduos como, restos de alimentos, gorduras, etc. Isto, de certa forma, também possibilita estimar, uma condição limite do efluente gerado a partir da lavagem desses materiais, como pretendido neste estudo.

Depois de coletadas na ASMAR, as embalagens de PEAD e PP foram então pesadas antes e após serem lavadas manualmente. A partir dos valores das pesagens, obteve-se um valor médio da massa de resíduo contido no interior das embalagens para a simulação do mesmo grau de contaminantes para todos os processos de lavagens a serem realizados. Isto se faz necessário para a obtenção de um efluente com características semelhantes, o que por sua vez também permite a comparação dos métodos de lavagens adotados. Porém, cabe ressaltar, que as embalagens de PEBD não foram caracterizadas, visto que apresentavam um baixo grau de contaminantes (no caso, apresentavam apenas um pó oriundo dos alimentos tais como,

arroz, feijão, etc). Desse modo, estas foram submetidas diretamente ao processo cominuição e lavagem.

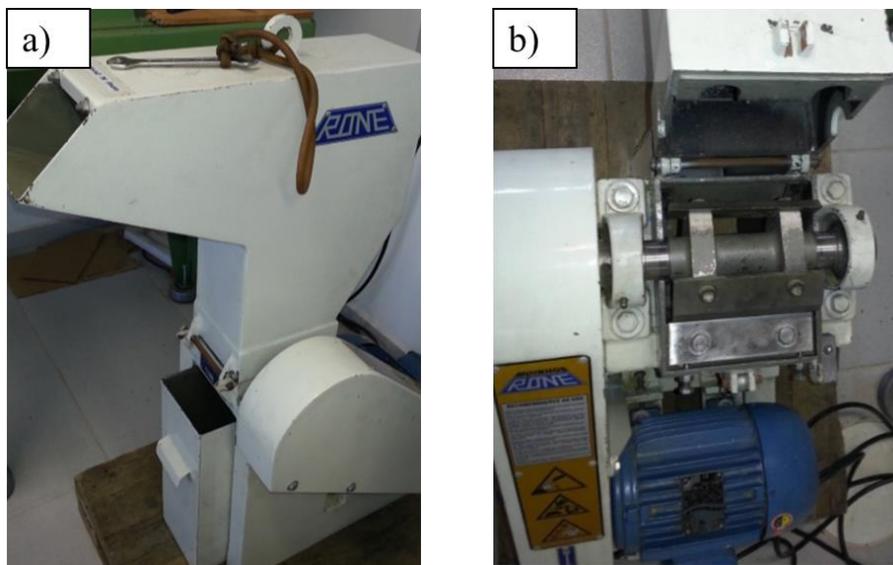
Figura 12 – Resinas poliméricas coletadas na ASMAR. a) Embalagens de PP (potes de margarina). b) Embalagens de PEAD (parte interna das garrafas de iogurte). c) Embalagens de PEAD (parte externa das garrafas de iogurte) d) Embalagens de PEBD (de arroz, feijão, sabão em pó, etc.).



#### 4.4 COMINUIÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Os resíduos poliméricos depois de caracterizados foram cominuídos em um moinho de facas (Rone, modelo N-150), contendo 3 lâminas rotativas, 1 lâmina fixa e peneira de diâmetro de 10 mm (Figura 13).

Figura 13 – Moinho de Facas utilizado para a cominuição dos resíduos poliméricos. a) Imagem panorâmica do moinho de facas. b) Detalhe do interior do moinho – lâminas rotativas e fixa.

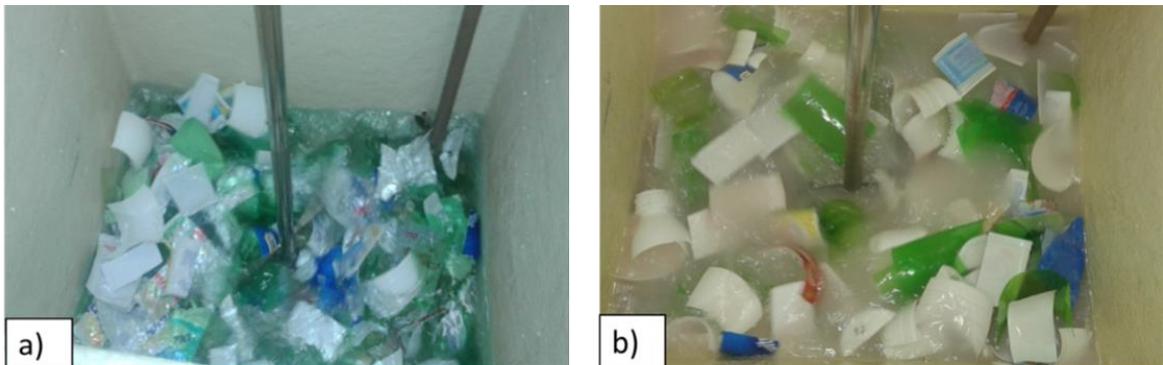


## 4.5 LAVAGEM DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

### 4.5.1 Ensaios preliminares

Inicialmente foram desenvolvidos três ensaios preliminares, os quais foram realizados em apenas uma única etapa de lavagem em um reservatório (de 200 litros), com sistema de agitação, sendo utilizados 40 litros de água potável (oriunda de poços artesianos), 15 unidades de cada tipo de resíduos poliméricos (cominuídos). No primeiro ensaio foi utilizada apenas água potável e nos outros dois ensaios o hidróxido de sódio como agente de limpeza (0,5% e 1% v/v), conforme utilizado no estudo de Remédio, Zanin e Teixeira (1999) (Figura 14). Estes experimentos tiveram uma duração de 3 horas, sendo que na primeira hora foram coletas amostras do efluente de 10 em 10 minutos, na segunda hora de 20 em 20 minutos e na terceira hora de 30 em 30 minutos. Para a determinação da eficiência deste agente de limpeza, foram realizadas análises de turbidez no efluente gerado na lavagem, sendo utilizado um Turbidímetro (modelo TB-1000, TECNAL).

Figura 14 – Experimentos de lavagens. a) Lavagem apenas com água potável. b) Lavagem com hidróxido de sódio.

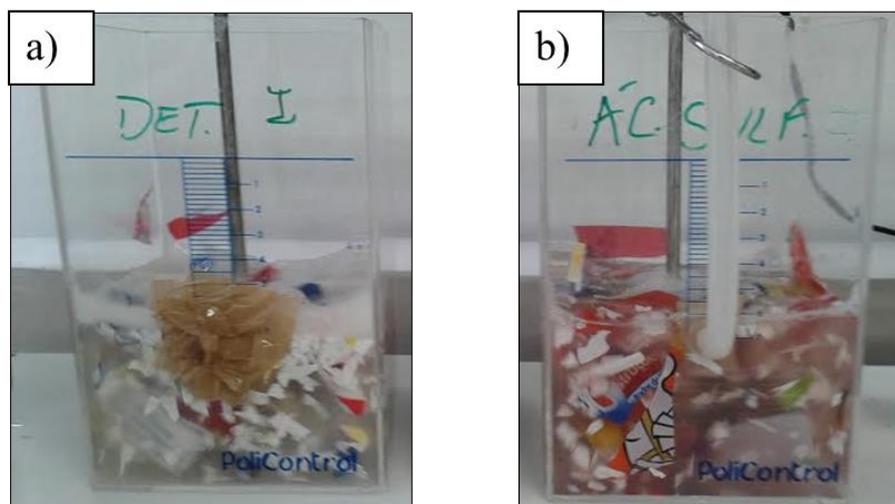


#### 4.5.2 Pré-lavagem, lavagem e enxague

A partir da realização dos ensaios preliminares optou-se em subdividir o processo de limpeza dos resíduos poliméricos em três etapas, sendo elas: pré-lavagem, lavagem e enxague, pois, segundo Devlieghere et al. (1997), este procedimento é comum tanto em trabalhos científicos como em escala industrial.

Os ensaios da pré-lavagem, lavagem e enxague foram realizados em um Jar Test (PoliControl, modelo Floc Control II), onde inicialmente foram feitos experimentos a fim de determinar o agente de limpeza mais eficiente para a lavagem dos resíduos poliméricos (Figura 15).

Figura 15 – Ensaio do processo de lavagem dos resíduos poliméricos em Jar Test. a) Etapa da lavagem realizada com detergente comercial. b) Etapa da lavagem realizada com ácido sulfônico.



Nas etapas de pré-lavagem e enxague foi utilizada apenas água potável, para a remoção da sujidade mais grosseira presente nos materiais e para a remoção dos resquícios de produtos químicos utilizados na etapa de lavagem, respectivamente. Na lavagem foram testados diferentes agentes de limpeza, sendo eles: detergente convencional (2% v/v); ácido sulfônico ou Linear Alquilbenzeno Sulfonado (LAS) (2% v/v); lauril éter sulfato de sódio (LESS) (2% v/v); ácido sulfônico (1% v/v) com lauril (1% v/v).

Em todas as etapas de lavagens foram utilizados 1 L de água potável (oriunda de poços artesianos), 30 g de resíduos poliméricos (10g de PEAD, 10g de PEBD e 10g de PP) e a agitação de 150 rpm. Para simular o mesmo grau de contaminantes contidos nos resíduos poliméricos coletados na ASMAR e tendo por base a caracterização desse material determinou-se então que seria necessário 12,8g de iogurte para sujar as 10g de PEAD e para as 10g de PP seria necessário 2,7g de margarina. Vale relembrar, que as embalagens de PEBD foram submetidas ao processo de lavagem do mesmo modo como foram coletadas na ASMAR, apenas foram cominuídas. Os ensaios das lavagens realizados em cada uma das etapas tiveram uma duração de 30 minutos, sendo que as amostras dos efluentes gerados foram coletadas de 10 em 10 minutos.

A fim de verificar a condição mais eficiente da etapa de lavagem a partir do uso de ácido sulfônico com lauril, foram realizados outros ensaios, onde utilizou-se diferentes concentrações desses agentes de limpeza, conforme ilustra a Tabela 6.

Tabela 6 – Procedimentos das lavagens com ácido sulfônico e lauril.

EXPERIMENTO	CONDIÇÕES DAS LAVAGENS		
	% DE ÁCIDO SULFÔNICO (v/v)	% DE LAURIL (v/v)	TEMPO DE AGITAÇÃO (MINUTOS)
1	1,25	0,75	20
2	1,5	0,5	20
3	1,6	0,4	20
4	1,75	0,25	20
5	1,9	0,1	20

Após realizados os ensaios com ácido sulfônico e lauril em diferentes concentrações (Apêndice A) e visto que os resultados não demonstraram ser mais eficientes que o detergente comercial, foi então realizado um novo experimento, onde utilizou-se ácido sulfônico (1,16% v/v), lauril (0,53% v/v) e hidróxido de sódio (0,31% v/v), tendo como base a formulação do detergente comercial (MISIRLI, 2002; SHOWELL, 2006).

Através dos efluentes gerados nas etapas do processo de lavagem foi realizada análise de Turbidez, determinando dessa forma, a eficiência dos procedimentos adotados.

#### 4.6 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO

Para avaliar a eficiência do tratamento utilizado neste estudo foram realizadas análises de alguns parâmetros físico-químicos, do efluente bruto e do efluente tratado, obedecendo-se as normas analíticas estabelecidas pelo Standard Methods for the Examination of Wastewater (APHA, 2012), conforme ilustra a Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos, métodos e equipamentos utilizados na caracterização dos efluentes.

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	MÉTODOS	EQUIPAMENTOS
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	Turbidímetro (Modelo TB – 1000, TECNAL)
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Eletrométrico	Condutivímetro (Modelo mCA – 150 P, AAKER)
pH	Eletrométrico	pHmetro (Modelo 0400AS, QUIMIS)
DQO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Colorimétrico com Refluxo Fechado	Digestor (Modelo DRY-BLOCK SL – 25/16, SOLAB) Espectrofotômetro (Modelo V-1600, PRÓ-ANÁLISE)
DBO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Manométrico	Manométrico (Modelo BOD Trak™ II, HACH)
Sólidos Totais – Fixos e Voláteis Sólidos Suspensos Totais – Fixos e Voláteis Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Gravimétrico	Bomba de Vácuo (NEW PUMP), Estufa e Mufla Laboratorial
Óleos e graxas ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Gravimétrico com Extração em n-Hexano por 4 horas	Bomba de Vácuo (NEW PUMP), Soxhlet
Surfactantes ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Colorimétrico do Azul de Metileno	Funil Separador Colorímetro (Modelo DR, 890, HACH)

Fonte: Adaptação de APHA (2012).

##### 4.6.1 Caracterização por Infravermelho

Além da caracterização através da análise dos parâmetros físico-químicos citados na Tabela 7, também foi realizada a caracterização por FTIR (Espectrômetro FTIR, Modelo IRPrestige – 21, SHIMADZU), na qual foram analisados os espectros de infravermelho dos

contaminantes (iogurte, margarina) que estavam presentes nos resíduos poliméricos e dos produtos químicos (ácido sulfônico, lauril, hidróxido de sódio e sulfato de alumínio) que foram adicionados nos processos de lavagem e de tratamento do efluente. Após a análise das bandas principais de cada material, tanto os efluentes bruto e tratado como o lodo residual, foram submetidos a análises por FTIR, com intuito de averiguar quais seriam os principais contaminantes e produtos químicos que poderiam estar presentes nos mesmos. Para a realização das análises de FTIR, foi necessária a secagem em estufa a 80°C durante 1 hora, seguida de uma etapa de secagem em dessecador com alumina ativada durante 24 horas de cada um dos materiais citados, para a preparação das pastilhas de KBr.

#### 4.7 TRATAMENTO DO EFLUENTE

A partir da caracterização do efluente (proveniente das três etapas da lavagem dos resíduos poliméricos), pode-se verificar que a relação DQO/DBO<sub>5</sub> é superior que a faixa de 3,5 - 4,0. Isto significa, segundo Von Sperling (2005), que a fração não biodegradável é elevada e para tanto é indicado um tratamento físico-químico. Em virtude disso, optou-se então por um tratamento físico-químico via coagulação/floculação e sedimentação, seguido ainda de filtração (RICHTER, 2009; VON SPERLING, 2005).

##### **4.7.1 Coagulação/floculação/sedimentação**

###### *4.7.1.1 Ensaios preliminares*

Primeiramente os experimentos de coagulação/floculação/sedimentação foram realizados em béqueres de 400 mL, onde utilizou-se para a realização da mistura rápida e lenta, um agitador mecânico (modelo 712, FISATOM), como mostra a Figura 16.

Figura 16 – Ensaio de Coagulação/floculação utilizando um agitador mecânico.



Em virtude da dificuldade de reproduzir uma grande quantidade de efluente, armazenar e garantir as mesmas características deste, foram utilizados em cada béquer 100 mL do efluente bruto. Nestes adicionaram-se diferentes tipos de coagulantes, sendo estes: quitosana em pó, quitosana diluída em ácido acético (1% v/v), tanino SG (granulado solúvel) e tanino SL (concentrado solúvel) produzidos pela indústria Tanfloc e sulfato de alumínio. Cada um destes coagulantes foi testado nas dosagens de 1,0; 1,5 e 2,0 g.L<sup>-1</sup>. Também se variou o pH do efluente em 4, 7 e 10, que foi ajustado previamente (com solução 1% v/v de HCl para diminuir o pH, ou NaOH para aumentá-lo).

Após a adição dos coagulantes as amostras foram sujeitas a agitação rápida (150 RPM) por 3 minutos, sob a agitação lenta (30 RPM) por 15 minutos e depois disso esperou-se 40 minutos para a sedimentação da amostra (CHI; CHENG, 2006; HARRELKAS et al., 2009). Isto se faz necessário, visto que a otimização do processo de coagulação depende do tipo de coagulante, dosagem, pH e tempo (JIANG, 2001; MESDAGHINIA; YOUSEFI, 1991).

Decorrido o tempo necessário para a coagulação/floculação e sedimentação, a solução clarificada (cerca de 30 mL) foi coletada e analisada, primeiramente, em termos de turbidez.

Em virtude dos resultados apontados para estas condições testadas, onde o sulfato de alumínio apresentou melhores resultados, realizou-se então novos testes com este coagulante, para assim determinar a condição ótima do processo. Estes experimentos foram realizados sob as mesmas condições utilizadas anteriormente, porém o efluente foi ajustado apenas para o

pH 4 e as dosagens do sulfato de alumínio variaram entre 2 a 5 g.L<sup>-1</sup> (ALOUÏ; KCHAOU; SAYADI, 2009).

#### 4.7.1.2 Ensaio de Coagulação/floculação e sedimentação realizados no Jar Test

Após a realização dos testes preliminares, onde verificou-se o tipo de coagulante, a dosagem e o pH ótimo para este processo, foram realizados experimentos para uma escala maior, onde então utilizou-se o Jar Test e 1L de efluente bruto (Figura 17). Nestes experimentos testaram-se novamente as mesmas concentrações de sulfato de alumínio utilizadas em escala menor, ou seja, a sua concentração foi variada de 2 a 5 g.L<sup>-1</sup>, porém manteve-se o pH 4 do efluente já que o mesmo teria sido o único que apresentou resultados positivos entre os testados. Os procedimentos de coagulação/floculação e sedimentação aplicados para escala menor também foram mantidos para estes experimentos. Depois disso, apenas para verificar a eficiência deste coagulante em outros pH, o efluente bruto foi então ajustado para pH 5 e 6 (em 7 já não havia sido eficiente em escala menor), onde se manteve a concentração de 4 g.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio, já que a mesma se demonstrou mais eficiente para os experimentos realizados em Jar Test.

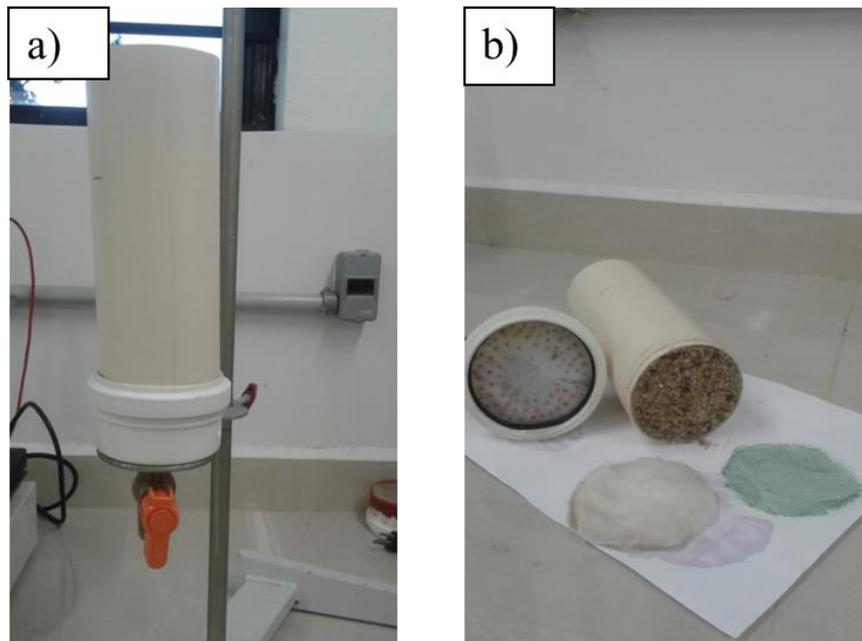
Figura 17 – Ensaio de Coagulação/floculação utilizando Jar Test.



#### 4.7.2 Filtração

Para a realização do processo de filtração foi construído um filtro de areia em PVC, de diâmetro interno 7 cm; contendo uma tela de nylon e algodão na parte inferior (fundo falso), para evitar a saída do material granular; preenchido com altura total de 13 cm de areia (Figura 18). Esta, por sua vez, foi submetida a uma análise granulométrica, onde verificou-se que seu diâmetro médio é de 0,556 mm (RICHTER, 2009).

Figura 18 – Filtro de Areia. a) Montagem do filtro de areia utilizado nos experimentos. b) Detalhe do interior do filtro.



Para os ensaios de filtração, primeiramente, utilizou-se apenas o efluente bruto, o qual não foi sujeito ao processo de coagulação/floculação e sedimentação. Após foram utilizados os efluentes oriundos do tratamento por coagulação/floculação e sedimentação, a fim de que se pudesse verificar a eficiência de ambos os processos.

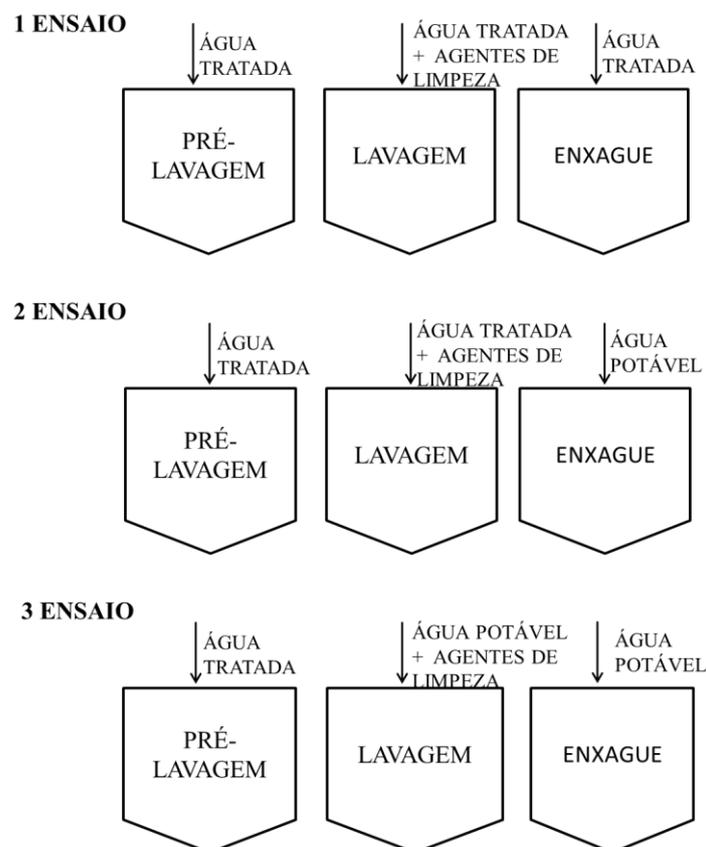
#### 4.7.3 Reúso da água tratada no processo de lavagem dos resíduos poliméricos

Para verificar a eficiência da lavagem dos resíduos poliméricos a partir do reúso do efluente tratado foram realizados três ensaios diferentes utilizando-se a água tratada oriunda

do processo de coagulação/floculação e sedimentação (realizado com sulfato de alumínio) e posterior filtração. É importante ressaltar, que o processo de lavagem permaneceu sendo desenvolvido em três etapas (pré-lavagem, lavagem e enxague), sendo adicionada na etapa de lavagem a combinação de agentes de limpeza (ácido sulfônico – 1,16% v/v; lauril – 0,53% v/v; hidróxido de sódio – 0,31% v/v), definida anteriormente como a mais eficiente.

Assim sendo, no primeiro ensaio o reúso da água tratada foi realizado para as três etapas do processo de lavagem dos resíduos poliméricos (pré-lavagem, lavagem e enxague). No segundo ensaio, testou-se o reúso da água tratada somente nas etapas de pré-lavagem e lavagem, sendo o enxague realizado com água potável (oriunda dos poços artesianos). Por último, o reúso da água tratada foi realizado apenas para etapa de pré-lavagem, sendo a lavagem e o enxague realizado com água potável (oriunda dos poços artesianos), conforme ilustra a Figura 19.

Figura 19 – Esquema ilustrativo dos ensaios de reúso da água tratada no processo de lavagem de resíduos poliméricos.



#### 4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os experimentos foram realizados em triplicata e os resultados foram analisados estatisticamente pelo método ANOVA (análise de variância), seguido do teste de Tukey para a comparação das médias considerando o nível de confiança de 95%. Cabe ressaltar, porém, que esta análise estatística somente não foi aplicada aos resultados correspondentes ao processo de lavagem dos resíduos poliméricos.

#### 4.9 MANUAL DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Foi elaborado um manual para os selecionares de materiais recicláveis da ASMAR, devido a necessidade de estes identificarem e classificarem corretamente os resíduos poliméricos coletados. Isto é extremamente importante, pois a partir da triagem dos resíduos poliméricos realizados na ASMAR foi possível verificar, que muitas embalagens poliméricas ainda não possuem o símbolo de identificação. Além disso, foi possível observar que os resíduos poliméricos não são separados de acordo com a simbologia contida nas embalagens, mas sim conforme a nomenclatura utilizada pela ASMAR, que é feita devido à forma de venda dos materiais.

O manual (Apêndice B) contém informativos sobre os materiais poliméricos (definições, origem, entre outros), também apresenta a importância dos processos de reciclagem e os métodos que podem ser utilizados para a realização da identificação e separação adequada destes.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS COLETADOS PELA ASMAR

Os diferentes resíduos poliméricos coletados pela ASMAR, no ano de 2014, totalizaram uma massa de 34.447 Kg. Entre estes, o PEBD (cristal) foi o material mais representativo, respondendo por 23,42% da massa total coletada, seguido pelo PET (branco) que representou 14,65% e do PEAD (leitoso) com 11,91%, conforme mostra a Tabela 8. A grande quantidade coletada destes polímeros possivelmente está relacionada com o valor de venda desses materiais, assim sendo, os mais coletados provavelmente apresentam um valor mais atrativo para a ASMAR. Em corroboração Hui et al. (2006) afirma que os catadores são bastante seletivos, desse modo, coletam os materiais recicláveis com valor econômico mais interessante, tais como papéis e garrafas, e acabam deixando de lado os materiais menos valorizados. Porém, cabe ressaltar, que isto não descarta a possibilidade de que estes polímeros sejam realmente, os mais gerados pela população que participa da coleta seletiva de Santa Maria.

Se for analisado outro ponto de vista e considerar os percentuais por tipo de resina polimérica, o PEBD (cristal mais cristal colorido) segue sendo o mais representativo com 33,87%, e o segundo mais significativo sob esta perspectiva é o PEAD (levando-se em conta apenas o leitoso, sopro e sacolas plásticas) com 21,74% e também observa-se grande quantidade de PET e PP.

Desse modo, pode-se dizer que as resinas de PEBD, PEAD são respectivamente, as mais significativas na composição dos resíduos poliméricos coletados pela ASMAR. Isto está de acordo com o que apresenta Arabiourrutia et al. (2012), o qual afirma que dentre os resíduos poliméricos presentes no RSU, o PEBD, o PEAD e o PP, são respectivamente os mais representativos.

Tabela 8 – Quantidade de resíduos poliméricos coletados e comercializados pela ASMAR em 2014.

<b>Resíduos Poliméricos</b>	<b>Massa (Kg)</b>	<b>% de cada tipo de resíduo polimérico</b>
PET (Branco*)	5046	14,65
PET (Verde*)	1621	4,71
PEBD (Cristal*)	8066	23,42
PEBD (Cristal Colorido*)	3599	10,45
PEAD (Leitoso*)	4101	11,91
PEAD (Sopro*)	2242	6,51
PEAD (Sacola de mercado*)	1145	3,32
PS (Copinhos*)	912	2,65
PEAD / PP (Balde / Bacia*)	1955	5,68
PEAD / PP (Balde / Bacia – Colorido*)	3447	10,01
PET / PVC (Resina*)	508	1,47
PP (Tampinhas*)	260	0,75
PP (Margarina*)	217	0,63
PP (Mineral*)	1328	3,86
<b>TOTAL</b>	<b>34.447</b>	<b>100</b>

\*Nomenclatura adotada pelos catadores, para cada tipo de resina polimérica.

No geral, em 2014 o período de maior coleta dos diversos resíduos poliméricos da ASMAR ocorreu de abril a agosto. Porém, o mês que se destacou foi o de agosto, onde foram coletados e vendidos 4155 Kg desses resíduos, conforme ilustra a Tabela 9. Isto pode variar, segundo Santos et al. (2005), de acordo com as estações do ano e das áreas onde os resíduos são coletados.

Tabela 9 – Massa total de resíduos poliméricos coletados e comercializados em 2014 (por mês).

<b>Meses do ano</b>	<b>Massa total de Resíduos Poliméricos (Kg)</b>
Janeiro	2029
Fevereiro	2694
Março	2499
Abril	3955
Maio	3833
Junho	2963
Julho	3061
Agosto	4155
Setembro	2486
Outubro	1872
Novembro	2868
Dezembro	2032
<b>TOTAL</b>	<b>34.447</b>

A Tabela 10 apresenta a caracterização em função do grau de contaminantes contidos nas embalagens poliméricas de PP (embalagens de margarina) e PEAD (embalagens de iogurte) coletadas na ASMAR. A partir da caracterização foi possível determinar que a massa de resíduos contida no interior da embalagem de PP foi em média 4,0g de margarina. A partir do valor da média da massa das embalagens limpas (14,7g) de PP, foi determinado um valor proporcional de sujidades (2,72g) a ser utilizado para as 10,0g de PP a serem lavadas. Vale lembrar, que as embalagens de PEBD, também utilizadas no processo de lavagem não foram caracterizadas, visto que apresentam um baixo grau de contaminantes.

Quanto à caracterização em função do grau de contaminantes contidos nas resinas poliméricas de PEAD foi possível determinar que a massa de sujidades contida no seu interior era em média 46,0g de iogurte. A partir do valor da média da massa das embalagens limpas (35,92g) de PEAD, foi então determinado um valor proporcional de sujidades (12,8g) a ser utilizado para as 10,0g de PEAD a serem lavadas.

Como esperado, também é possível verificar a partir da caracterização das embalagens (Tabela 10) que há uma grande heterogeneidade na quantidade de resíduos contidos nas embalagens. Enquanto, por exemplo, a amostra 1 de PP possuía 10,08g de resíduo, a amostra 4 de PP continha 2,24g de resíduo. Isto também pode ser observado para as embalagens de PEAD, pois enquanto algumas amostras continham peso de resíduo superior a 60g, outras não continham sequer 30g.

Tabela 10 – Caracterização dos resíduos contidos no interior das embalagens poliméricas de PP e PEAD coletadas na ASMAR.

	PP			PEAD		
	Massa embalagem Suja (g)	Massa embalagem limpa (g)	Massa do resíduo (g)	Massa embalagem Suja (g)	Massa embalagem limpa (g)	Massa do resíduo (g)
1	25,61	15,53	10,08	93,92	35,56	58,36
2	21,86	15,74	6,12	58,84	34,83	24,01
3	17,87	14,02	3,85	85,90	35,75	50,15
4	15,92	13,68	2,24	68,52	36,85	31,67
5	18,74	15,20	3,54	102,06	36,05	66,01
6	16,40	13,90	2,50	75,39	35,43	39,96
7	18,77	15,70	3,07	79,81	35,21	44,6
8	17,69	14,90	2,79	82,07	37,26	44,81
9	17,53	14,11	3,42	68,40	35,98	32,42
10	16,94	14,55	2,39	104,06	36,23	67,83
Média	18,73 ± 2,92	14,73 ± 0,78	4,00 ± 2,41	81,90 ± 14,89	35,92 ± 0,73	46,00 ± 14,75

A Tabela 11 apresenta o percentual de resíduos contidos no interior das embalagens poliméricas de PP e PEAD em relação à massa de polímeros limpos. Através desta, é possível verificar que as embalagens de PP continham quase 30% de resíduo em relação ao polímero limpo. Já as embalagens de PEAD continham um valor percentual de resíduo superior ao valor do próprio polímero. Isto vai ao encontro do que é relatado por Walter et al. (1995), de as embalagens de iogurte possuem uma parcela de resíduos em percentual de peso, geralmente, maior do que o seu próprio peso. O que também comprova a importância da etapa de lavagem para a realização de sua posterior reciclagem. Além disso, outro fator importante a se considerar é que mesmo sendo oriundas de uma coleta seletiva, estas ainda contêm muitas vezes, um percentual elevado de contaminantes.

Tabela 11 – Percentual de resíduos contidos no interior das embalagens de PP e PEAD em relação à massa de polímeros limpos.

	PP			PEAD		
	Massa de embalagens limpas (g)	Massa do resíduo (g)	% de sujidade em relação a massa de polímeros limpos	Massa de embalagens limpas (g)	Massa do resíduo (g)	% de sujidade em relação a massa de polímeros limpos
1	15,53	10,08	64,90	35,56	58,36	164,11
2	15,74	6,12	38,88	34,83	24,01	68,93
3	14,02	3,85	27,46	35,75	50,15	140,27
4	13,68	2,24	16,37	36,85	31,67	85,94
5	15,20	3,54	23,28	36,05	66,01	183,10
6	13,90	2,50	17,98	35,43	39,96	112,78
7	15,70	3,07	19,55	35,21	44,6	126,66
8	14,90	2,79	18,72	37,26	44,81	120,26
9	14,11	3,42	24,23	35,98	32,42	90,10
10	14,55	2,39	16,42	36,23	67,83	187,22
Massa Total	147,33	40,0	27,14	359,15	459,82	128,03

## 5.2 ENSAIOS PRELIMINARES DAS LAVAGENS

Com objetivo de definir as condições ideais para a realização da lavagem dos polímeros, inicialmente foi avaliada a eficiência da utilização de hidróxido de sódio conforme apresentado na Figura 20.

Pode-se observar que ao longo das três horas analisadas, o valor médio da turbidez foi maior para a lavagem realizada apenas com água potável, do que para as lavagens realizadas com hidróxido de sódio nas concentrações 0,5% e 1,0% (v/v). Isto demonstra que as lavagens

preliminares realizadas com hidróxido de sódio não foram eficientes na limpeza desses materiais, inclusive através da Figura 21 é possível perceber que o material permaneceu engordurado. Bordonalli (2007) em seu estudo, também obteve resultados bastante ineficientes ao utilizar apenas o hidróxido de sódio no processo de lavagem de materiais poliméricos.

Figura 20 – Valor médio da Turbidez dos três ensaios preliminares realizados ao longo de 3 horas.

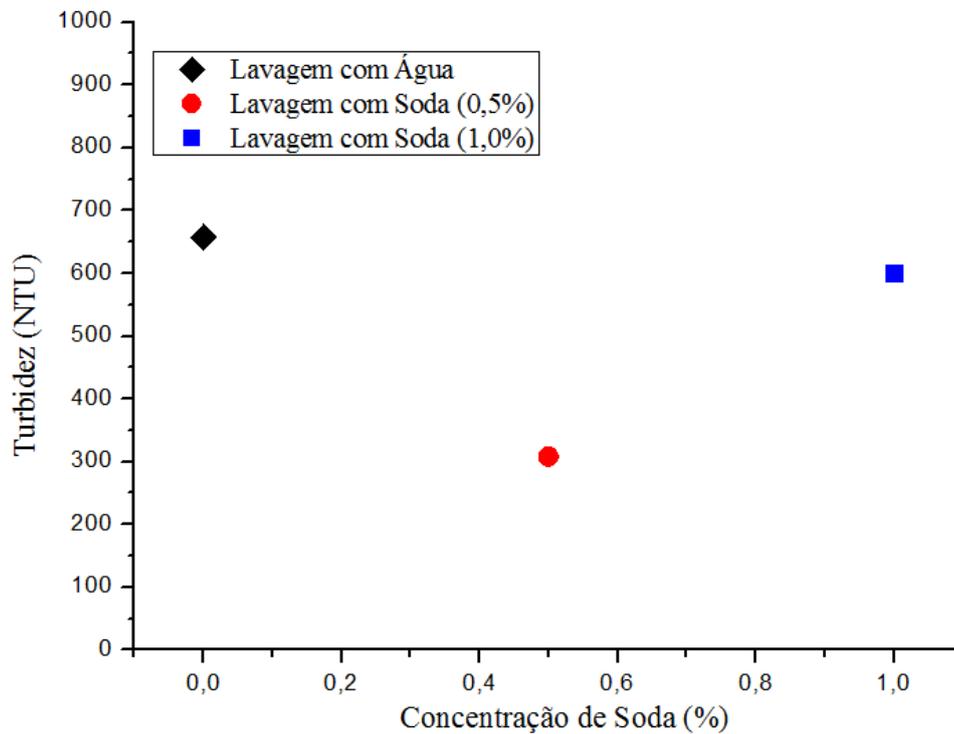


Figura 21 – Resíduos poliméricos resultantes da lavagem com hidróxido de sódio (presença de gordura).



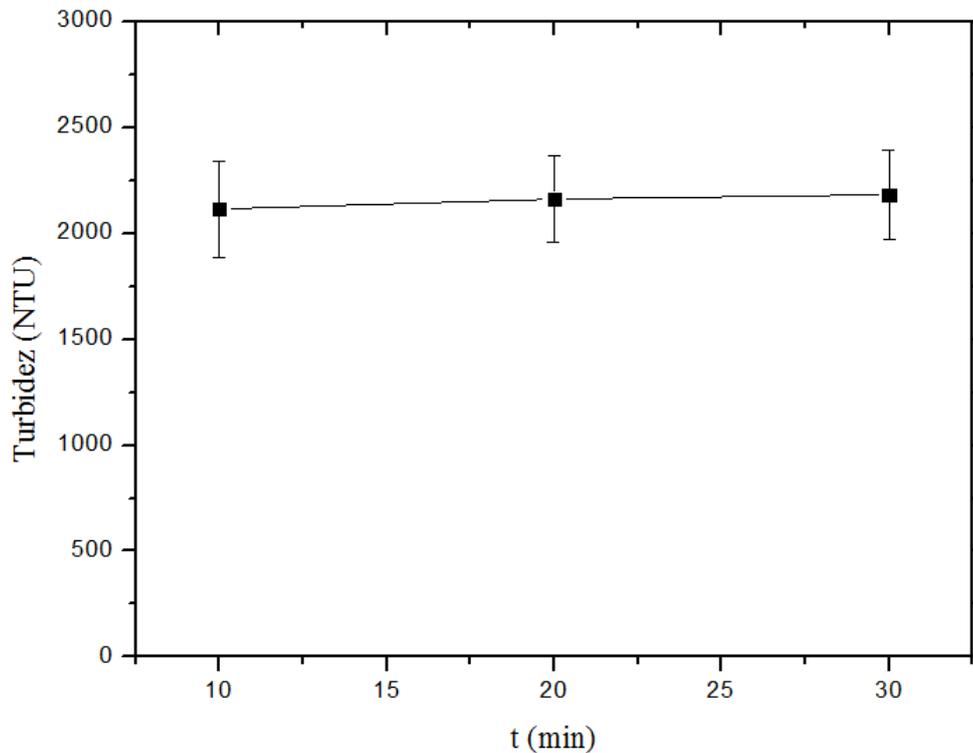
### 5.3 ENSAIOS DA PRÉ-LAVAGEM, LAVAGEM E ENXAGUE

Neste item são apresentados os resultados obtidos nos ensaios das três etapas do processo de lavagem (pré-lavagem, lavagem e enxague), sendo utilizados na etapa de lavagem os seguintes agentes de limpeza: detergente convencional (2%), ácido sulfônico (2%), lauril (2%), combinação de ácido sulfônico (1%) com lauril (1%) e combinação de ácido sulfônico (1,16%) com lauril (0,53%) e hidróxido de sódio (0,31%). Cabe lembrar, que nas etapas de pré-lavagem e enxague são utilizadas água potável sem adição de qualquer substância química. Também é importante ressaltar que a água de lavagem foi mantida em temperatura ambiente e todas as proporções de agentes de limpeza totalizavam sempre 2%.

A Figura 22 demonstra que os valores médios de turbidez dos cinco ensaios realizados na etapa de pré-lavagem, permaneceram praticamente constantes para os diferentes intervalos de tempo testados neste estudo. Desse modo, pode-se afirmar que a eficiência da limpeza dos resíduos poliméricos durante a etapa de pré-lavagem é alcançada nos primeiros 10 minutos. De acordo com Santos et al. (2005), é evidente que a capacidade da água em realizar a limpeza dos resíduos poliméricos chega a um limite máximo, onde as impurezas contidas nessas embalagens não são mais removidas e para tanto a adição de produtos químicos faz-se

necessária. Portanto, levando em conta a relação do custo, benefício e eficiência, a duração de 10 minutos para a etapa de pré-lavagem dos resíduos poliméricos já é suficiente.

Figura 22 – Valores médios de turbidez dos cinco ensaios de pré-lavagem realizados durante 30 minutos.



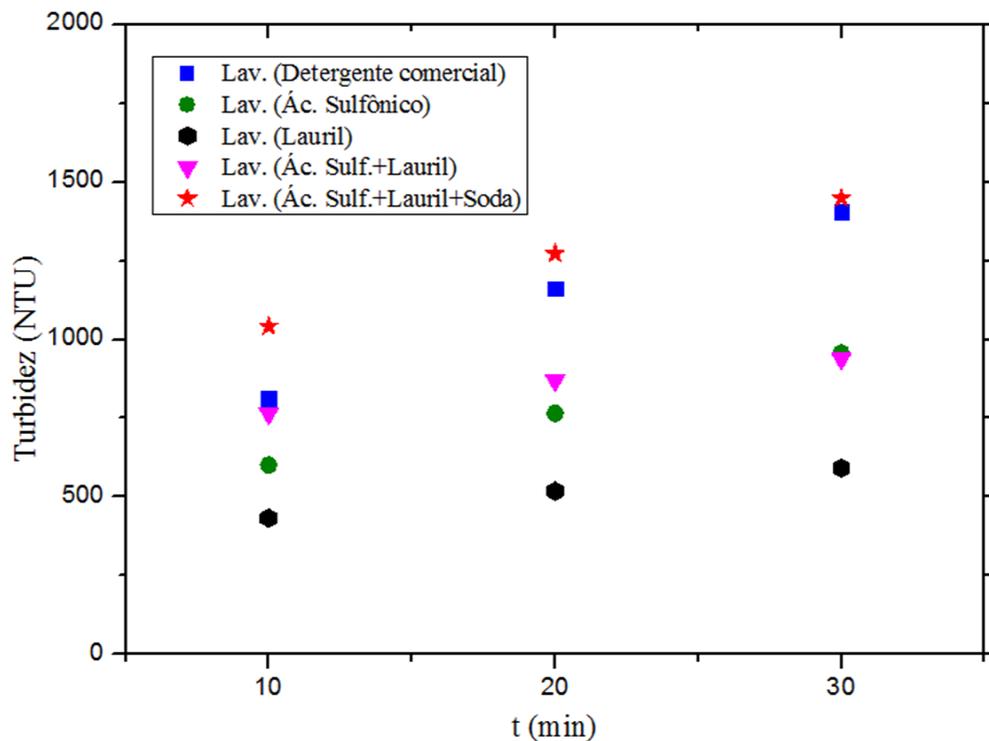
Pode-se observar através da Figura 23 os resultados obtidos na etapa de lavagem. Entre os ensaios realizados com diferentes agentes de limpeza, o que se mostrou com maior eficiência foi o ensaio onde se utilizou uma combinação de ácido sulfônico (1,16%) com lauril (0,53%) e hidróxido de sódio (0,31%). Este ensaio demonstrou maior eficiência, visto que esta combinação apresentou os maiores valores de turbidez. Segundo Remédio, Zanin e Teixeira (1999) isto indica a presença de uma maior concentração de sujidades no efluente e conseqüentemente, também comprova que mais eficiente foi a lavagem dos resíduos poliméricos.

Pode-se verificar também, que o ensaio de lavagem realizado apenas com lauril foi bastante ineficiente. Este apresentou os menores valores de turbidez, inclusive, após o término do experimento constatou-se visualmente que os materiais poliméricos ainda continham impurezas. Isto pode estar relacionado, conforme Massambani (2006), ao fato do lauril não apresentar poder de umectação e ter um poder muito baixo de detergência, sendo indicado

então, para ser utilizado em formulações como coadjuvante do ácido sulfônico, já que auxilia na formação de espumas.

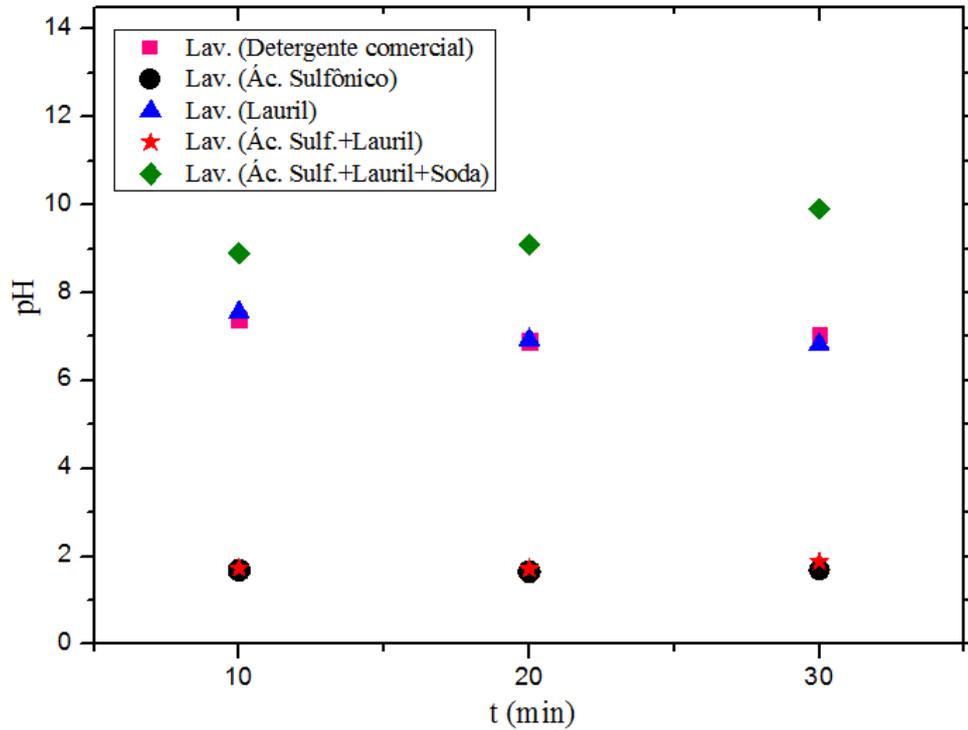
Cabe ainda ressaltar, que os valores médios de turbidez para os cinco ensaios realizados tiveram em geral, um aumento ao longo do tempo. Logo, pode-se dizer que o tempo de agitação mínimo a ser adotado para esta etapa é de 30 minutos. Remédio, Zanin e Teixeira (1999), em seu estudo de lavagem de resíduos poliméricos, constataram que o tempo de agitação é extremamente importante, inclusive foi mais relevante que a própria concentração do agente de limpeza no processo de lavagem.

Figura 23 – Valores médios de turbidez dos cinco ensaios de lavagem realizados durante 30 minutos.



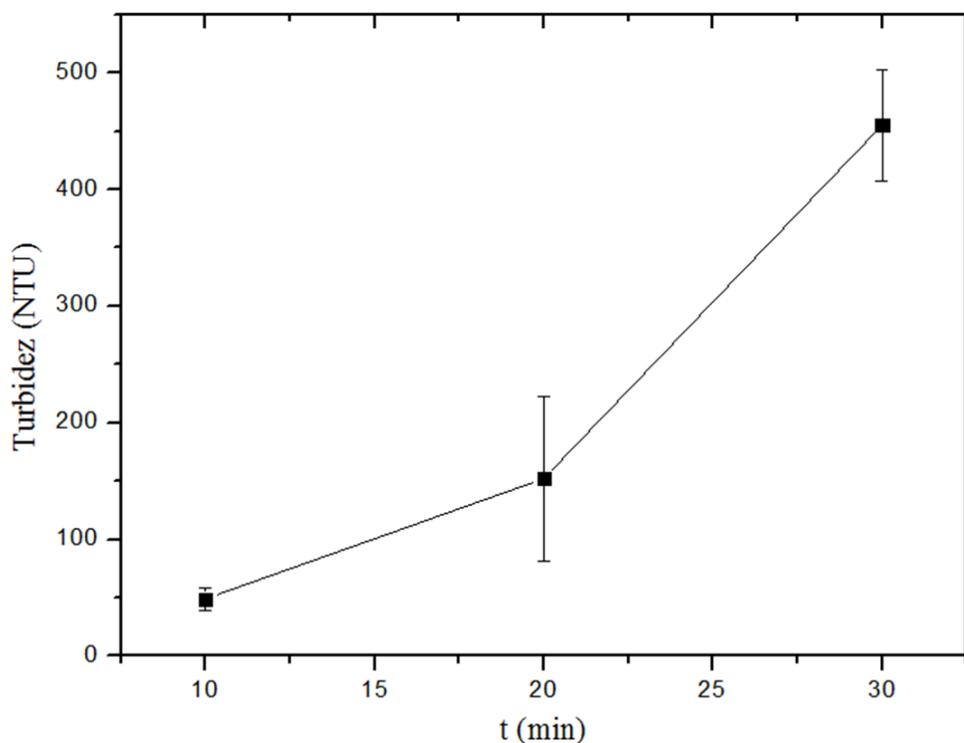
A Figura 24 apresenta a variação do pH em função do uso dos diferentes produtos químicos na etapa de lavagem dos resíduos poliméricos. Nota-se que nas lavagens realizadas apenas com ácido ou ácido mais lauril o pH permaneceu em torno de 2 (ácido). Já as lavagens realizadas com detergente convencional e lauril obtiveram um pH em torno de 7,0, visto que são substâncias neutras. E a lavagem onde se utilizou a combinação de ácido sulfônico, lauril e o hidróxido de sódio o pH ficou em torno de 9 a 10, o que se deve à adição do hidróxido de sódio, fato também relatado por Santos et al. (2005) e Remédio, Zanin e Teixeira (1999).

Figura 24 – Variação do pH dos ensaios da etapa de lavagem.



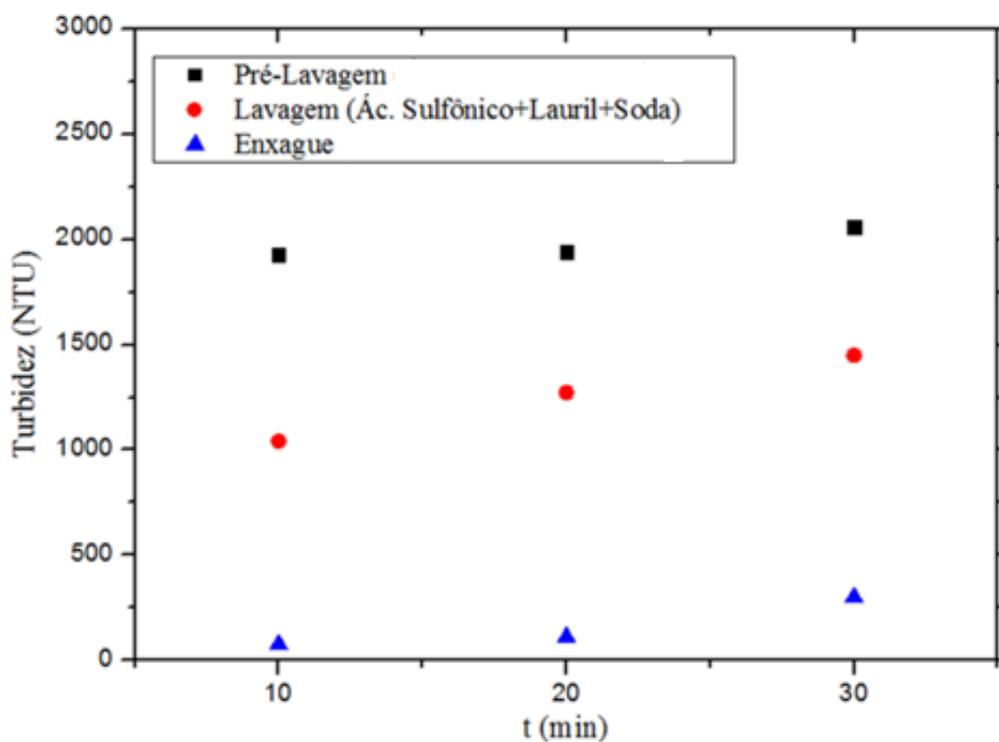
A Figura 25 apresenta os resultados referentes a etapa de enxague. Nesta, verifica-se que os valores médios de turbidez obtidos nos ensaios da etapa de enxague dos resíduos poliméricos são consideravelmente menores que os das etapas de pré-lavagem e lavagem. Percebe-se também que houve uma tendência do aumento do valor da turbidez para o tempo de 30 minutos em todos os experimentos, o que provavelmente pode ter ocorrido em função do tempo que os agentes de limpeza possuem até serem liberados totalmente para a água. Outra possibilidade é a presença de bolhas, que interferem na leitura do turbidímetro, o qual as interpreta como sólidos (RICHTER, 2009). Assim sendo, para obter uma total eficiência no processo de lavagem pode-se dizer que é preferível que a etapa de enxague seja realizada durante 30 minutos no mínimo. Santos et al (2005) em seu estudo, determinou como sendo eficiente para a etapa de enxague um tempo de apenas 5 minutos, visto que depois desse período não verificou-se mudanças nas características da água.

Figura 25 – Valores médios de turbidez dos cinco ensaios de enxague realizados durante 30 minutos.



Como esperado, os valores médios de turbidez foram maiores para a etapa de pré-lavagem, visto que nesta há a remoção da fração mais grosseira de impurezas contidas nos resíduos poliméricos. Na etapa de lavagem os valores de turbidez foram reduzidos, uma vez que a maior parte das sujidades já havia sido removida na etapa anterior. Os valores médios de turbidez na etapa enxague foram bastante inferiores, o que também era de se esperar, visto que esta etapa serve para remover os produtos químicos utilizados na etapa de lavagem. Logo, pode-se considerar que a divisão do processo de lavagem em três etapas é eficiente, o que vai ao encontro do que afirma Devlieghere et al. (1997) e Santos et al. (2005). Isto também pode ser observado na Figura 26, que apresenta o processo completo de lavagem dos resíduos poliméricos, a qual inclusive ilustra o melhor resultado obtido para a etapa de lavagem, que foi no caso, o uso da combinação de ácido sulfônico (1,16% v/v) com lauril (0,53% v/v) e hidróxido de sódio (0,31% v/v). Em virtude disso, optou-se então em seguir o processo a partir da lavagem realizada com esses agentes de limpeza e manteve-se também a divisão em pré-lavagem, lavagem e enxague.

Figura 26 – Valores médios de turbidez obtidos em diferentes intervalos de tempo nos ensaios de pré-lavagem, lavagem (ácido sulfônico – 1,16% com lauril – 0,53% e hidróxido de sódio – 0,31%) e enxague.



#### 5.4 TRATAMENTO DO EFLUENTE GERADO NO PROCESSO DE LAVAGEM DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Inicialmente, antes de serem realizados os ensaios de coagulação/floculação e sedimentação foi feita a caracterização do efluente bruto resultante do processo de lavagem dos resíduos poliméricos, conforme ilustra a Tabela 12. A lavagem foi realizada utilizando os melhores resultados previamente definidos, isto é: uso da combinação de ácido sulfônico (1,16%) com lauril (0,53%) e hidróxido de sódio (0,31%), durante 30 minutos.

Os valores de pH, turbidez e sólidos ficaram próximos aos valores obtidos por Santos et al. (2005), o qual realizou um estudo semelhante a este. Já os valores de óleos e graxas, como também de surfactantes foram inferiores aos encontrados nos estudos realizados por Bordonalli e Mendes (2009), que caracterizou e tratou o efluente oriundo de uma indústria que utiliza polímeros de diversas origens (como polímeros danificados no processo de fabricação, polímeros oriundos de coleta seletiva e de aterros sanitários) e Santos et al. (2005), que utilizou polímeros oriundos de uma Unidade de Triagem e Compostagem de RSU de São Paulo. Outro importante parâmetro analisado foi a DQO, que apresentou um valor elevado de

9158,67 mg.L<sup>-1</sup>, semelhante ao valor verificado por Bordin et al. (2012), que caracterizou e tratou o efluente oriundo de uma indústria que utiliza polímeros de diversas origens e encontrou um valor de DQO de 11003,52, o que é característico do efluente resultante da lavagem de resíduos poliméricos. E a DBO apresentou valores inferiores aos encontrados pelos autores citados anteriormente, porém ficaram um pouco mais próximos aos apontados no estudo de Remédio, Zanin e Teixeira (1999), que também caracterizaram o efluente resultante do processo de lavagem de resíduos poliméricos oriundos da Unidade de Triagem e Compostagem de RSU de São Paulo. .

Tabela 12 – Caracterização do efluente gerado no processo de lavagem de resíduos poliméricos.

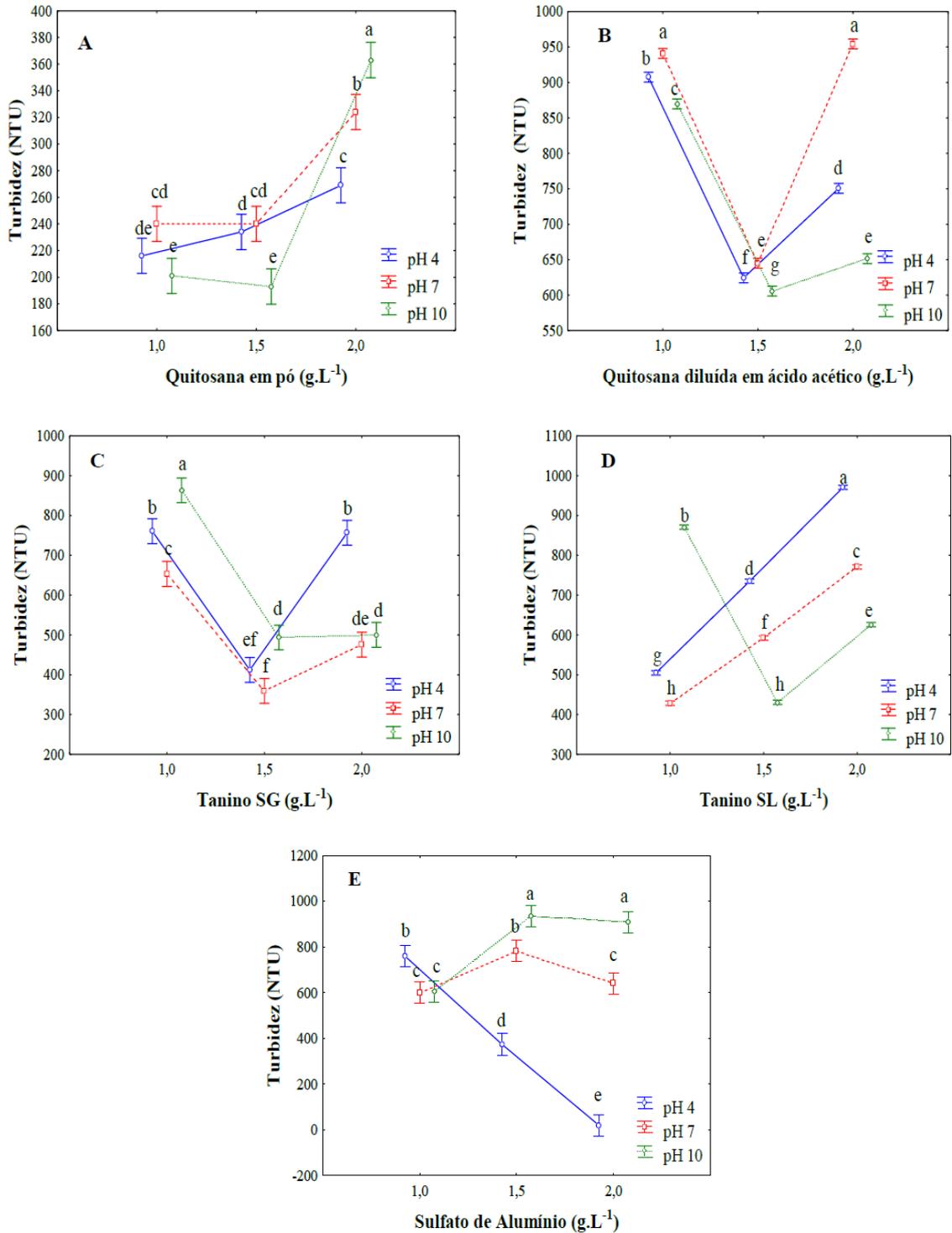
<b>Parâmetros analisados</b>	<b>Valor mínimo</b>	<b>Valor máximo</b>	<b>Valor médio</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Ph</b>	9,23	10,00	-	-
<b>Condutividade (µS.cm<sup>-1</sup>)</b>	687,30	722,10	704,70	24,61
<b>Turbidez (NTU)</b>	320,00	340,00	330,00	14,14
<b>DQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	8754,34	9563,00	9158,67	571,81
<b>DBO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	108,00	120,00	114,00	8,49
<b>Óleos e graxas (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	10,30	10,70	10,50	0,28
<b>Surfactantes</b>	1,97	2,19	2,08	0,16
<b>Sólidos Totais (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	5268,50	6803,17	6035,83	1085,17
<b>Sólidos totais fixos (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	1621,00	1911,14	1766,07	205,16
<b>Sólidos totais voláteis (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	3647,50	4892,03	4269,77	880,02
<b>Sólidos Suspensos Totais (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	116,33	167,67	142,00	36,30
<b>Sólidos suspensos fixos (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	6,16	20,67	13,41	10,26
<b>Sólidos suspensos voláteis (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	110,17	147,00	128,59	26,04
<b>Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	5152,17	6635,50	5893,84	1048,87

A partir da caracterização do efluente bruto (resultante do processo de lavagem) (Tabela 12), pode-se então verificar que a relação DQO/DBO<sub>5</sub> foi de 81,05. Sendo, portanto, este valor superior a faixa de 3,5-4,0 foi determinado para este estudo a realização de um tratamento físico-químico. Isto se deve ao fato de que, segundo Von Sperling (2005) quando o efluente possui uma fração não biodegradável elevada (relação DQO/DBO superior a faixa de 3,5-4,0) é indicado um tratamento físico químico.

#### **5.4.1 Ensaios preliminares de coagulação/floculação e sedimentação**

Para a realização do processo de coagulação/floculação e sedimentação foram realizados alguns ensaios preliminares em pequena escala, onde foram utilizados como coagulantes a quitosana em pó, a quitosana diluída em ácido acético (1% v/v), o tanino SG, o tanino SL e o sulfato de alumínio, em diferentes pH e concentrações. Os resultados obtidos nesta etapa estão apresentados na Figura 27, a qual contém os valores de turbidez verificados depois do término do tratamento com os diferentes tipos de coagulantes. Ressalta-se que somente os valores abaixo do valor de 330 NTU (valor médio de turbidez do efluente bruto) indicam que houve remoção/redução da turbidez.

Figura 27 – Resultados obtidos para os ensaios preliminares. Valores médios de turbidez obtidos a partir da coagulação/floculação realizada com: A) quitosana em pó. B) quitosana diluída em ácido acético. C) tanino SG. D) tanino SL. E) sulfato de alumínio.



Letras diferentes indicam que existe diferença estatística significativa e letras iguais indicam que não há diferença estatística a um nível de confiança de 95% pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

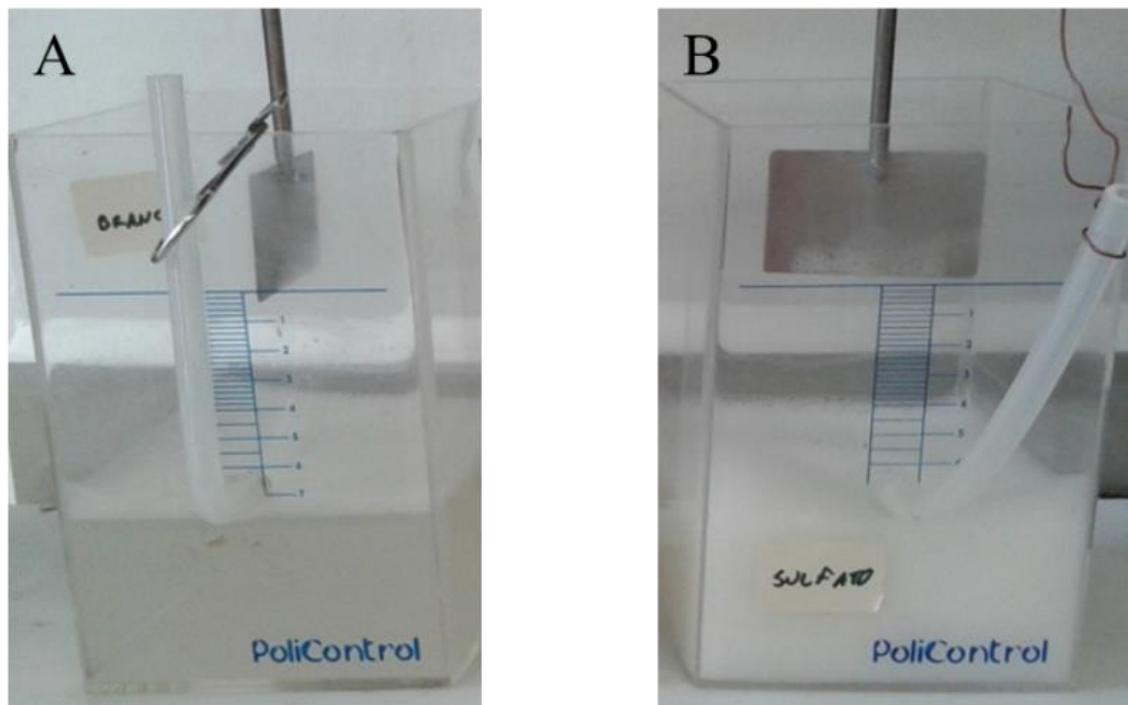
Através da análise estatística (ANOVA fatorial) verificamos que, para a redução da turbidez, houve interação entre os diferentes pH e a concentração de todos os diferentes tipos de coagulantes testados nesses ensaios preliminares, constatando-se com um nível de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ) que há diferença significativa entre os tratamentos.

Com o auxílio do teste de post-hoc (Tukey), observa-se (Figura 27) que os resultados mais satisfatórios para a redução da turbidez foram obtidos com apenas dois dos coagulantes testados: a quitosana em pó (em pH 10, nas concentrações de 1,0 e 1,5 g.L<sup>-1</sup>, as quais não se diferem estatisticamente a 95% de confiança) e o sulfato de alumínio (em pH 4 e concentração 2 g.L<sup>-1</sup>). Apesar da quitosana em pó ter apresentado uma faixa de concentração mais ampla com resultados positivos em relação a remoção da turbidez, a adição desse coagulante removeu apenas cerca de 40% (193 NTU) da turbidez do efluente inicial (bruto). Isso demonstra que a quitosana em pó, nesse estudo, não conseguiu reduzir os valores de turbidez a um nível considerado eficiente para o processo de coagulação/floculação. Já a adição do sulfato de alumínio no efluente bruto apresentou um percentual de remoção da turbidez superior a 90% (19 NTU) demonstrando que esse coagulante é eficiente na remoção da turbidez do efluente em estudo.

Cabe ressaltar, que o sulfato de alumínio apresentou um melhor desempenho em pH 4, visto que a sua solubilidade, segundo Richter (2009), é mais baixa entre a faixa de pH ácido e neutro. Isto significa, portanto, que a eficiência do processo de coagulação a partir do uso de sulfato de alumínio é garantida quando este não se solubiliza e por esse motivo este não pode ser utilizado em pH superior a 7 (RICHTER, 2009).

A partir disso, é possível compreender o motivo pelo qual os resultados para os ensaios realizados a pH 7 e 10 demonstraram-se bastante insatisfatórios. Inclusive, isto ajuda a explicar, o motivo do aumento ao invés da redução de turbidez do efluente, conforme ilustra a Figura 28.

Figura 28 – Exemplificação do aumento da turbidez no tratamento do efluente. A) Efluente bruto. B) Efluente tratado com sulfato de alumínio a pH 10 (onde ocorreu a solubilização do coagulante).



Nas condições testadas nesse estudo, constata-se que os ensaios realizados com quitosana diluída em ácido acético, com os taninos SG e SL ao invés de remover, também aumentaram a turbidez, assim como ocorreu com o sulfato de alumínio quando testado a um pH inadequado. Yamaguchi (2012), também utilizou a quitosana diluída em ácido acético para o tratamento do efluente de lixiviado de resíduos sólidos urbanos e não obteve nenhum resultado satisfatório.

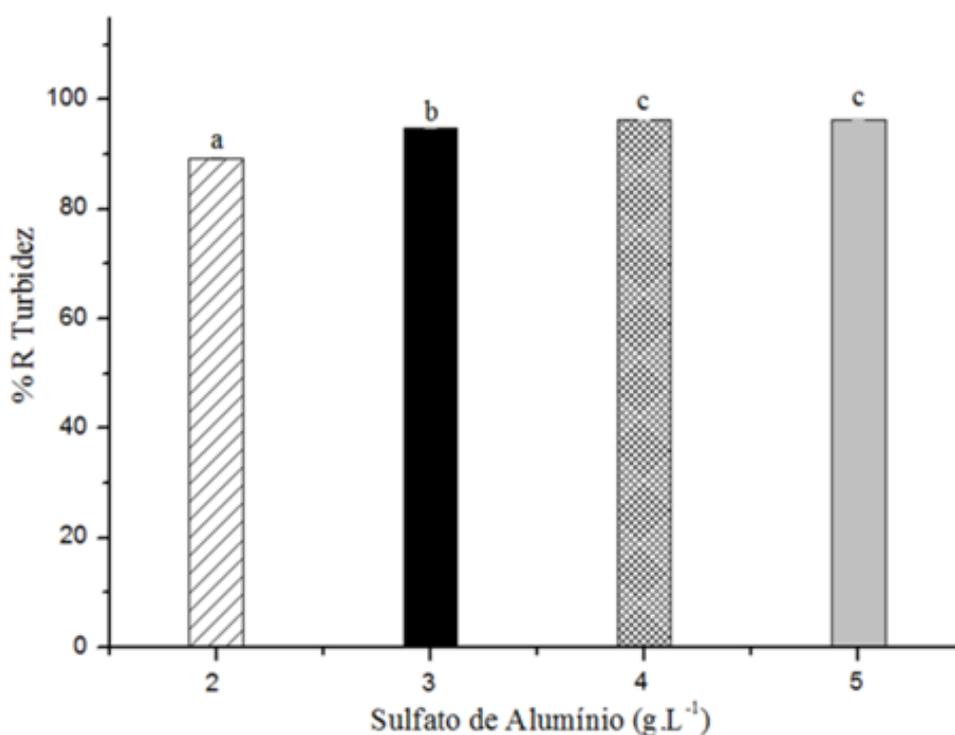
Tendo em vista que o sulfato de alumínio mostrou-se mais eficiente nos ensaios preliminares realizados, prosseguiu-se então com este coagulante, sendo testadas novas condições, para que assim pudesse se aperfeiçoar o processo de tratamento do efluente.

Nesse sentido foram realizados novos ensaios de coagulação/floculação e sedimentação, ainda em pequena escala (100 mL), onde se manteve o pH 4 e variou-se a concentração de 2 a 5 g.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio (Figura 29). Para estes ensaios, o teste de Tukey realizado a um nível de confiança de 95%, indicou que os percentuais de 96,28% e 96,40% obtidos para as concentrações de 4 e 5 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente, não se diferem estatisticamente, além disso, estes foram os resultados mais satisfatórios em termos de

remoção de turbidez. Adicionalmente a concentração  $3 \text{ g.L}^{-1}$  também apresentou bons resultados, visto que alcançou um percentual de remoção de 94,90%.

Desse modo, considerando a relação custo/benefício, observa-se que a concentração mais apropriada é a de  $3 \text{ g.L}^{-1}$ , uma vez que o aumento de mais de 50% na concentração do coagulante (concentração de  $5 \text{ g.L}^{-1}$ ) consegue melhorar apenas cerca de 1 a 2% na remoção de turbidez, não compensando assim a adição de custos. Aloui, Kchaou e Sayadi (2009), em seu estudo, realizado para o tratamento de efluente de tensoativos, também definiram para as suas condições testadas que a concentração ótima de sulfato de alumínio era de  $3 \text{ g.L}^{-1}$ .

Figura 29 – Percentual de remoção de turbidez para as diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio em pH 4 (pequena escala).



Letras diferentes indicam que existe diferença estatística significativa e letras iguais indicam que não há diferença estatística a um nível de confiança de 95% pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

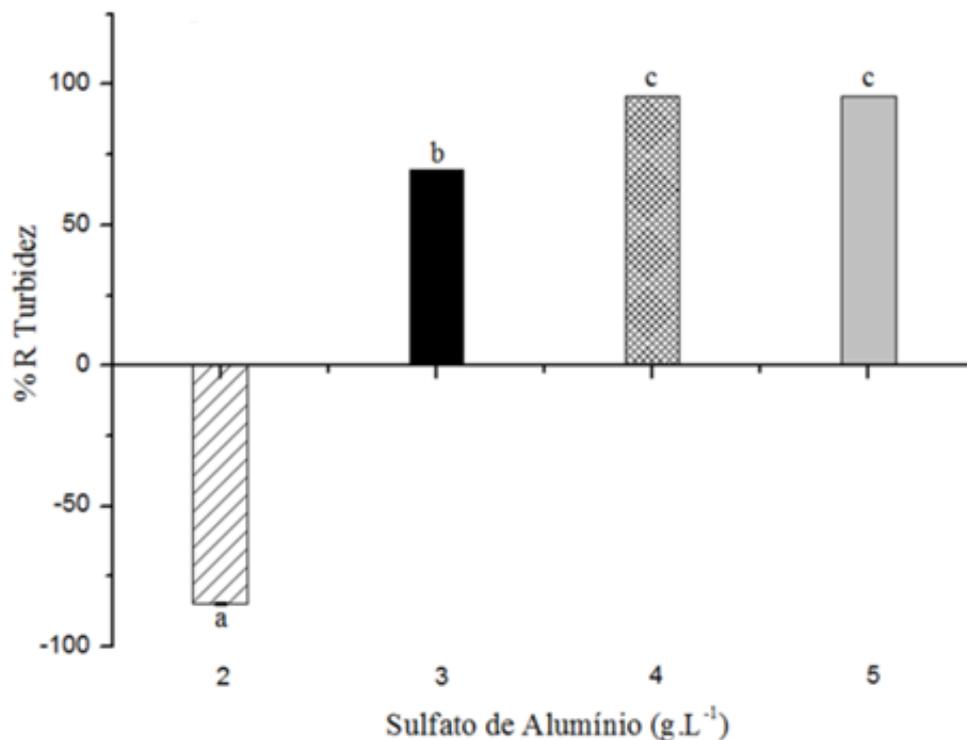
#### 5.4.2 Ensaios de Coagulação/floculação e sedimentação realizados no Jar Test

Após realizada a coagulação com sulfato de alumínio e determinada as condições ótimas para uma pequena escala, realizou-se então novos testes para uma escala um pouco maior, que foi realizada em um Jar Test. A Figura 30 ilustra os resultados obtidos no processo de coagulação/floculação e sedimentação realizado com sulfato de alumínio em dosagens que

também variaram entre 2 a 5 g.L<sup>-1</sup>, onde utilizou-se 1L de efluente bruto, ajustado para o pH 4.

Verifica-se que a concentração de 2 g.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio não foi suficiente para que ocorresse o processo de coagulação/floculação, para tanto o efluente bruto acabou se tornando mais turvo, levando a um percentual negativo de remoção de turbidez. Constatou-se também, através da análise estatística, que as concentrações 2 e 3 g.L<sup>-1</sup> se diferem dos demais tratamentos e as concentrações de 4 e 5 g.L<sup>-1</sup> não se diferem entre si a um nível de confiança de 95%, dessa forma, adotou-se para este estudo a concentração de 4 g.L<sup>-1</sup> a um pH 4.

Figura 30 – Percentual de remoção de turbidez para as diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio em pH 4 (Jar Test).



Letras diferentes indicam que existe diferença estatística significativa e letras iguais indicam que não há diferença estatística a um nível de confiança de 95% pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

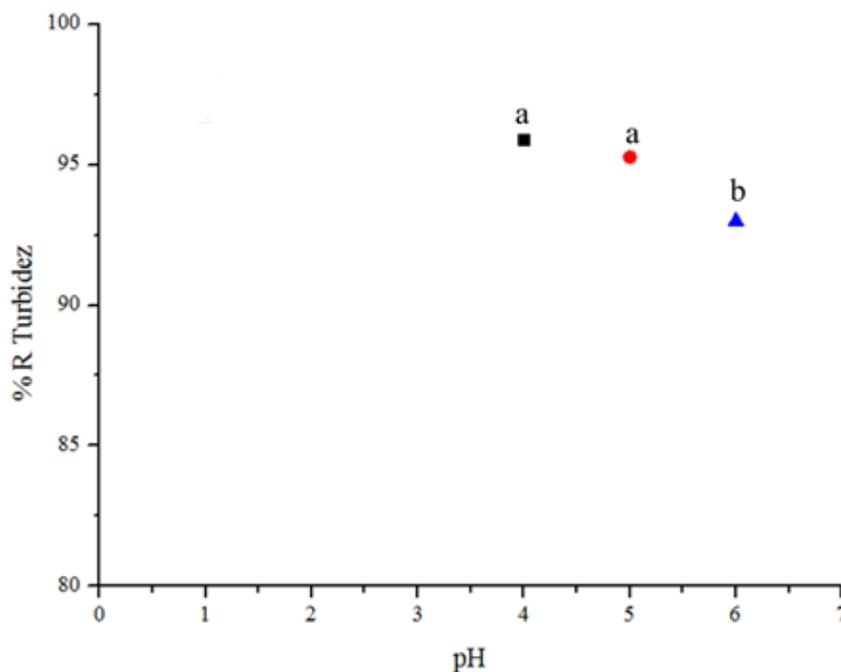
Apesar da adoção do pH 4 como sendo o melhor para este estudo, apenas para verificar se o sulfato de alumínio também seria eficiente para este efluente em uma faixa de pH mais ampla, testou-se nesta etapa o pH 5 e 6 (condições intermediárias da faixa de pH considerada eficaz para a coagulação com sulfato de alumínio), mantendo-se para um comparativo a concentração 4 g.L<sup>-1</sup>, já que a mesma teria sido a melhor concentração testada para o processo.

Os resultados para estas condições testadas estão ilustrados na Figura 31, onde se confirmou que o pH 4 é o mais eficiente para a remoção de turbidez. O pH 5 também foi eficiente em remover a turbidez apresentando resultado estatisticamente semelhante ao pH 4 a um nível de confiança de 95%. Já o pH 6 obteve o menor percentual de remoção, sendo diferente estatisticamente dos outros dois tratamentos.

Em resumo, os pH 4, 5 e 6 são eficientes para a realização do processo de coagulação/floculação com sulfato de alumínio, visto que todos estes atingiram um percentual de remoção de turbidez superior a 90%. Esses resultados estão de acordo com as observações de Richter (2009) de que a faixa eficaz para o processo de coagulação/floculação com sulfato de alumínio ocorre em torno de um pH ácido a neutro.

Porém, cabe ressaltar, que foi preferível seguir com o pH 4, uma vez que o efluente nestas condições apresentou melhores resultados sob o aspecto de clarificação que os demais, que ainda continham uma certa turbidez. Além disso, levando em conta que este processo reflete diretamente sobre os posteriores e sendo neste caso em específico a filtração, considerou-se que a vida útil do filtro de areia seria garantida a partir do uso de um efluente o mais clarificado possível, o que, sobretudo proporciona um processo mais viável.

Figura 31 – Percentual de remoção de turbidez para o processo de coagulação/floculação com sulfato de alumínio a  $4 \text{ g.L}^{-1}$ , em diferentes pHs.



Letras diferentes indicam que existe diferença estatística significativa e letras iguais indicam que não há diferença estatística a um nível de confiança de 95% pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

### 5.4.2 Ensaios de Filtração

Após ter sido definida a condição ótima para o processo coagulação/floculação e sedimentação (pH 4 e concentração de  $4 \text{ g.L}^{-1}$  de sulfato de alumínio) seguiu-se então para a filtração, etapa final do tratamento do efluente. Nesta etapa foram realizados dois ensaios, sendo o primeiro correspondente a filtração do efluente bruto que foi submetido anteriormente ao processo de coagulação/floculação e sedimentação e o segundo a filtração do efluente bruto que não foi sujeito ao processo de coagulação/floculação e sedimentação.

A partir dos resultados obtidos pode-se averiguar que houve diferença estatística significativa a um nível de 95% de confiança entre os dois tratamentos. Além disso, ficou evidente que a filtração realizada no efluente bruto que foi sujeito à coagulação/floculação e sedimentação alcançou um resultado muito superior à filtração realizada no efluente bruto que não foi submetido anteriormente a este processo. Enquanto, no primeiro caso, houve uma remoção de 99,45% da turbidez, no segundo ocorreu apenas cerca de 40% de remoção de turbidez.

Este resultado demonstra, portanto, a importância que o processo de coagulação/floculação exerce no tratamento de efluentes e também reforça a ideia exposta por Richter (2009), de que este processo e a eficiência do mesmo é que propicia e garante o sucesso de outros processos, tais como a sedimentação e filtração.

## 5.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO ADOTADO

Para a avaliação da eficiência do tratamento através da coagulação/floculação, sedimentação e filtração foi então realizada a caracterização do efluente bruto e do tratado. Assim sendo, a Tabela 13 ilustra os resultados obtidos a partir da caracterização do efluente bruto e do efluente tratado (com  $4 \text{ g.L}^{-1}$  de sulfato de alumínio a um pH 4), inclusive apresenta os percentuais de remoção para cada parâmetro analisado durante este procedimento.

Tabela 13 – Resultados obtidos a partir da caracterização do efluente bruto e do efluente tratado.

PARÂMETROS ANALISADOS	VALOR MÉDIO (Efluente Bruto)	VALOR MÉDIO (Efluente Tratado)	% REMOÇÃO	LEGISLAÇÃO*
<b>pH</b>	9,23-10,0	3,72	-	6,0 a 9,0
<b>Condutividade (<math>\mu\text{S.cm}^{-1}</math>)</b>	704,7	810,7	Negativo	-
<b>Turbidez (NTU)</b>	330,0	1,79	99,46	40,0
<b>DQO (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	9158,67	752,53	91,78	400,0**
<b>DBO (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	114,0	20,0	82,46	180,0**
<b>Óleos e graxas (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	10,5	0,5	95,24	30,0
<b>Surfactantes (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	2,08	0,20	90,38	2,0
<b>Sólidos totais (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	6035,83	3458,83	42,70	-
<b>Sólidos totais fixos (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	1766,07	2097,50	Negativo	-
<b>Sólidos totais voláteis (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	4269,77	1361,33	68,12	-
<b>Sólidos Suspensos Totais (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	142,0	2,75	98,06	180,0**
<b>Sólidos Suspensos fixos (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	13,41	0,42	96,87	-
<b>Sólidos Suspensos Voláteis (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	128,59	2,33	98,19	-
<b>Sólidos Dissolvidos Totais (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	5893,84	3456,08	41,36	500,0

\*Legislação referente aos parâmetros que devem ser obedecidos para o lançamento do efluente em um corpo receptor (CONAMA nº 430/2011 – Brasil ou CONSEMA – nº 128/2006 - Estado do Rio Grande do Sul).

\*\*Valor para vazões < 20m<sup>3</sup>/dia.

Na Tabela 13 observou-se, que o pH final obtido após o tratamento do efluente ficou em torno de 4,0, o que lhe caracteriza como sendo ácido. Tal fato deve estar associado à adição do sulfato de alumínio, uma vez que este provoca a redução da alcalinidade do efluente. Em corroboração Richter (2009) afirma, que 1 mg.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio consegue destruir 0,5 mg.L<sup>-1</sup> de alcalinidade e produzir 0,44 mg.L<sup>-1</sup> de gás carbônico, ambos em termos de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>), isto é, com o emprego de apenas 1 mg.L<sup>-1</sup> deste produto ocorre a redução de cerca de 0,50 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>. Desse modo, para fins de cumprimento da lei se faz necessário o ajuste do pH do efluente tratado, para que assim este esteja em condições adequadas para ser reutilizado e principalmente para que possa ser

lançado com segurança nos cursos hídricos, o que vai ao encontro do estudo realizado por Casali (2011).

Em relação à condutividade, esta apresentou um valor superior para o efluente tratado, o que provavelmente ocorre devido à elevada carga iônica oriunda do coagulante adicionado. Isto também pode ser observado em outros estudos semelhantes, realizados por Bordin (2012), Bordonalli e Mendes (2009) e Casali (2011).

A turbidez, os óleos e graxas e os sólidos suspensos totais, fixos e voláteis destacam-se quanto à eficiência do processo de tratamento, uma vez que os valores de remoção obtidos para estes parâmetros foram superiores a 95% e até mesmo alguns atingiram quase 100% de remoção. Estes resultados foram extremamente significativos, os quais foram superiores aos obtidos por Casali (2011) e Bordonalli e Mendes (2009), em estudos semelhantes a este.

Porém, como esperado, a remoção de sólidos dissolvidos (responsáveis pelos sólidos totais presentes no efluente tratado) apresentou menor eficiência, inclusive os sólidos totais fixos sofreram um acréscimo no seu valor. Estes fenômenos, conforme Bordonalli e Mendes (2009), estão relacionados com a presença de sais de difícil remoção, resultantes do próprio processo de tratamento devido ao uso do coagulante (sal de alumínio) e do hidróxido de sódio (sal de sódio), os quais são de natureza inorgânica, que por sua vez referem-se aos sólidos fixos. Cabe ainda ressaltar, que o acréscimo no valor dos sólidos fixos ocorre devido ao fato de que o efluente bruto continha um valor menor para os sólidos fixos e maior para os voláteis, indicando segundo Remédio, Zanin e Teixeira (1999), menor concentração de material inorgânico que orgânico, e o contrário ocorre para o efluente tratado, uma vez que este possui os sais inorgânicos, como foi dito anteriormente.

Quanto a DQO, parâmetro este relacionado diretamente com o grau de contaminantes presentes nas embalagens, como produtos químicos, tintas contidas nos rótulos de embalagens, etc., apesar de não ter atingido o padrão exigido pela legislação correspondente ao lançamento do efluente nos cursos hídricos, alcançou um valor de remoção superior a 90%. Bordonalli e Mendes (2009) em seu estudo sobre o tratamento do efluente oriundo de uma recicladora de polímeros, conseguiram obter uma eficiência de 66% utilizando o hidroxiclreto de alumínio (PAC) e Aloui, Kchaou e Sayadi (2009) em seu estudo sobre tratamento de efluentes de surfactantes, obtiveram um valor de remoção de apenas 33,7% a partir do uso do sulfato de alumínio em efluente de surfactantes aniônicos.

A DBO, da mesma forma que a DQO está essencialmente ligada com o grau de contaminantes presentes nos resíduos poliméricos, esta por sua vez, atingiu uma eficiência de 82,46% e inclusive se enquadra nos padrões exigidos pela legislação referente ao lançamento

do efluente no corpo receptor. Este parâmetro apesar de ter atingido um percentual um pouco inferior que os demais, mostrou-se bastante positivo quando comparado com outros estudos, como o de Aloui, Kchaou e Sayadi (2009), que obtiveram cerca de 52% de remoção e de Bordonalli e Mendes (2009), que alcançaram 63% de remoção de DBO.

Os surfactantes apresentaram resultados satisfatórios, visto que atingiram cerca de 91% de remoção, inclusive superior aos valores obtidos em outros estudos, como o realizado por Aloui, Kchaou e Sayadi (2009), que obtiveram um valor de 53.3% de remoção e por Bordonalli e Mendes (2009), que atingiram 59% de remoção.

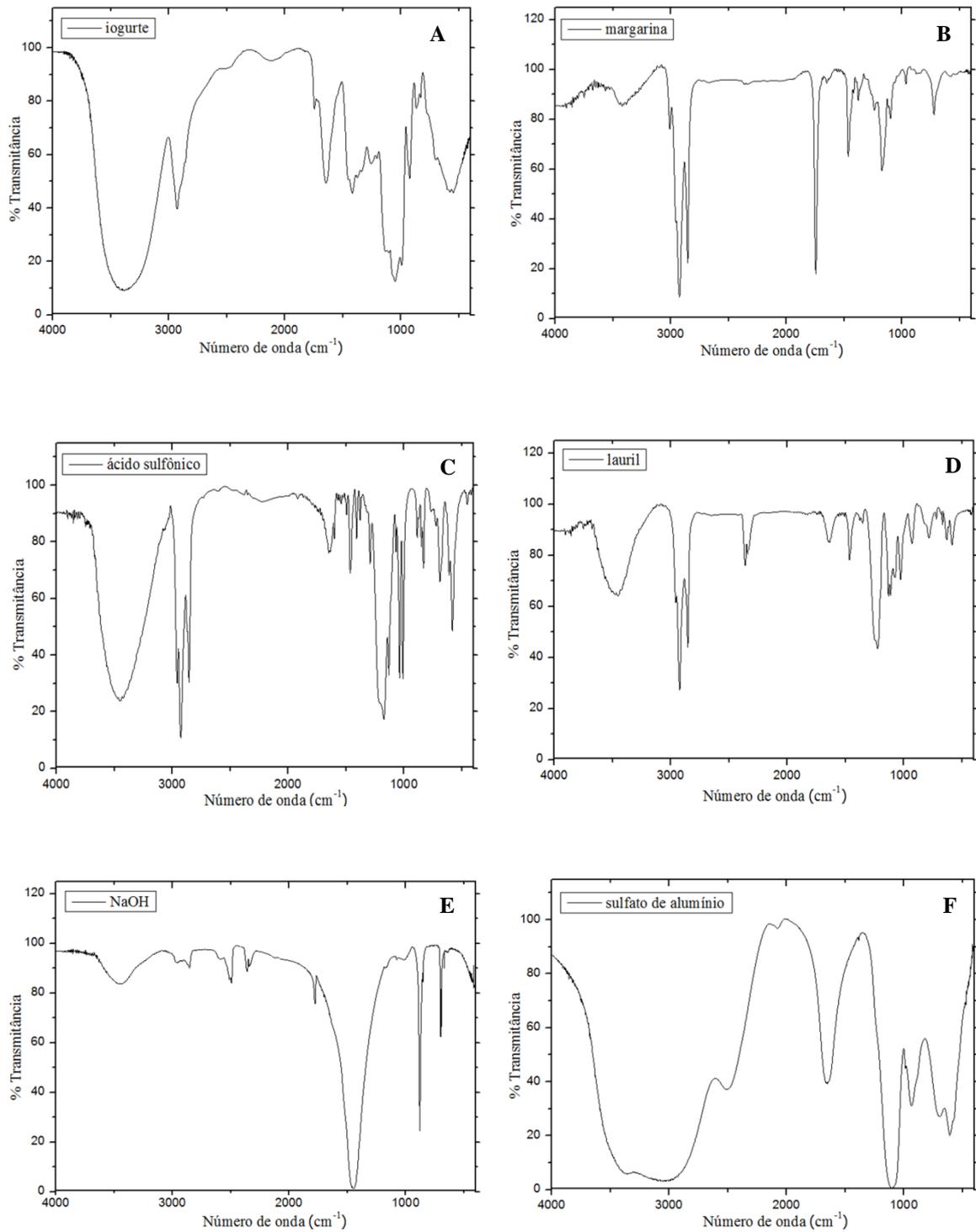
Em síntese, pode-se afirmar que o processo de tratamento adotado demonstrou-se adequado e bastante eficiente para a obtenção de um efluente clarificado, o que se confirma através do parâmetro de turbidez, que atingiu quase 100% de remoção. A partir disso, também é possível assegurar a viabilidade do reúso desse efluente no processo de lavagem dos resíduos poliméricos.

### **5.5.1 Espectroscopia no Infravermelho com transformada de Fourier (FTIR)**

A espectroscopia no infravermelho pode ser utilizada para a caracterização dos compostos químicos presentes em uma amostra. Nesse sentido, se utilizou a análise por FTIR para comprovação dos possíveis compostos químicos que poderiam estar presentes no efluente bruto, no tratado e no lodo residual.

Na Figura 32 podem ser observados os espectros de infravermelho dos contaminantes que estavam presentes nos resíduos poliméricos e dos produtos químicos que foram adicionados nos processos de lavagem e tratamento do efluente gerado. A identificação correta das bandas características de cada composto, presentes nas amostras, foi realizada com o auxílio da bibliografia de Silverstein e Webster (2000) e Smith (1999).

Figura 32 – Espectros de infravermelho dos contaminantes e produtos químicos utilizados nos processos. A) iogurte. B) margarina. C) ácido sulfônico. D) lauril. E) hidróxido de sódio. F) sulfato de alumínio.



Na Figura 32A, espectro de infravermelho do iogurte, pode-se observar, assim como o esperado, bandas provenientes de ligações dos grupos funcionais de carboidratos e proteínas, já que em geral estes são os componentes principais encontrados no iogurte. Na região entre 2900 e 3400  $\text{cm}^{-1}$ , podemos verificar a presença de bandas características de ligações O–H, provenientes de álcoois dos carboidratos ou de ácidos carboxílicos das proteínas, assim como, bandas de ligações C–H das cadeias carbônicas. Observa-se também na região entre 1750 e 900  $\text{cm}^{-1}$  outras bandas que confirmam a existência destes grupos funcionais, como a ligação C–O em 1051  $\text{cm}^{-1}$ , além de bandas de ligação N–H e C–N, características de grupamentos amina presentes nos aminoácidos.

No espectro de infravermelho da margarina, Figura 32B, destaca-se, além de bandas de ligações C–H na região de 2900  $\text{cm}^{-1}$ , uma banda em 1745  $\text{cm}^{-1}$ , proveniente da deformação axial da ligação C=O, dos ácidos carboxílicos presentes nos ácidos graxos.

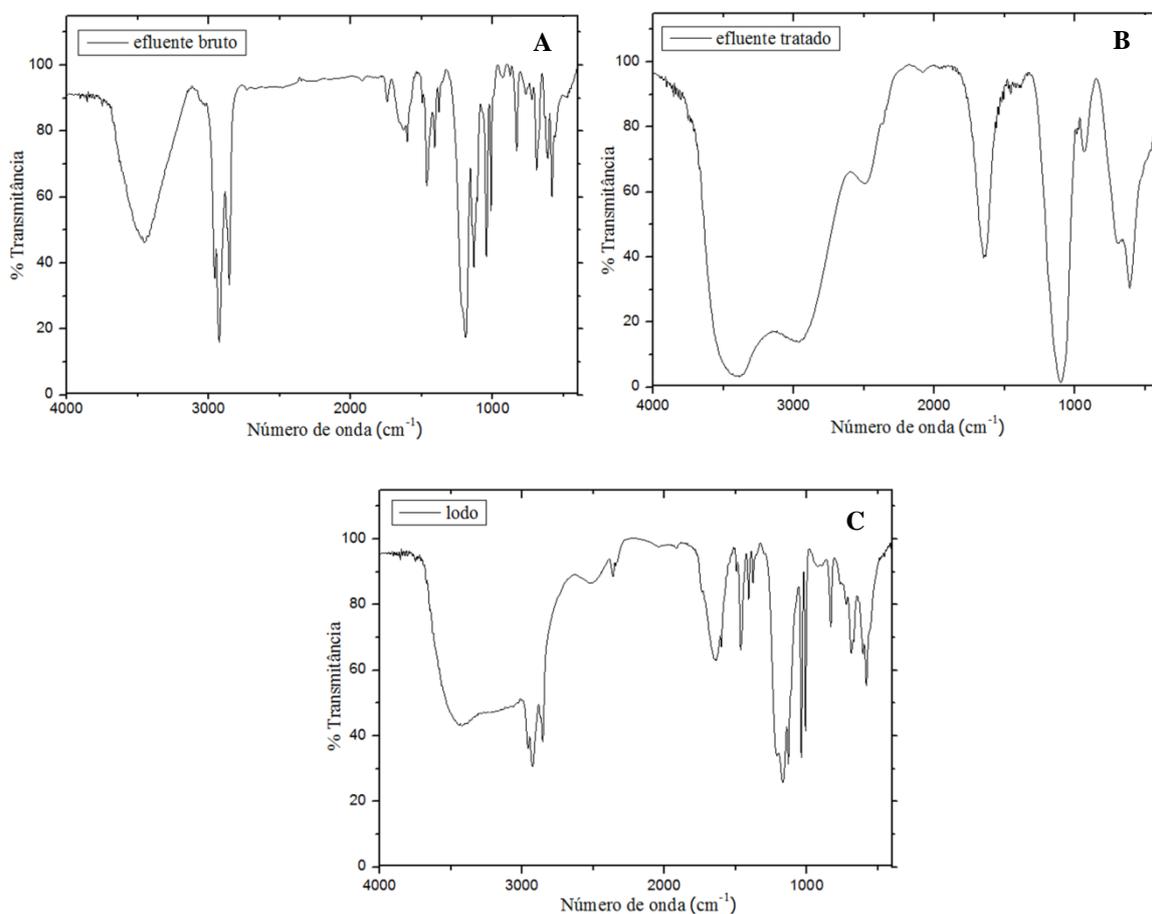
Na Figura 32C, verifica-se a presença, novamente, de bandas de ligações C–H, além de bandas de ligações S=O na região de 1770  $\text{cm}^{-1}$ . O mesmo padrão de bandas pode ser visualizado na Figura 32D, espectro de infravermelho do lauril éter sulfato de sódio, visto que este composto possui os mesmos grupos funcionais.

No caso do hidróxido de sódio, devido ao fato de este ser um sólido higroscópico, que absorve facilmente o dióxido de carbono do ar, através de uma reação denominada carbonatação, faz com que não seja possível a detecção de bandas características deste composto, mas sim de bandas apenas correspondentes ao íon carbonato, como a encontrada na região de 1450  $\text{cm}^{-1}$  (C–O) e na região de 880  $\text{cm}^{-1}$  (O–C–O), conforme mostra a Figura 32E (DERRICK; STULIK; LANDRY, 1999; LILLO-RÓDENAS; CAZORLA-AMORÓS; LINARES-SOLANO, 2003; MILLER; MAYO; HANNAH, 2003).

O espectro de infravermelho do sulfato de alumínio, apresentado na Figura 32F, mostra bandas de ligações O–H na região entre 3000 a 3700  $\text{cm}^{-1}$ , assim como, na região próxima a 1650  $\text{cm}^{-1}$ . Também apresenta bandas de ligações de  $\text{SO}_4^{2-}$  na região entre 1000 e 600  $\text{cm}^{-1}$  e bandas de ligações correspondentes a Al– $\text{SO}_3$  e Al–O em 934 e 611  $\text{cm}^{-1}$ , respectivamente. Isto corrobora com os estudos realizados por Contreras, Sugita e Ramos (2006), Kloprogge e Frost (1998) e Wu et al. (2010).

Após a análise das bandas principais de cada material, os efluentes bruto e tratado, assim como, o lodo residual também foram submetidos a análises por FTIR, com intuito de averiguar quais seriam os principais contaminantes e produtos químicos que poderiam estar presentes nos mesmos. Os espectros de infravermelho obtidos estão ilustrados na Figura 33.

Figura 33 – Espectros de infravermelho dos efluentes bruto e tratado e do lodo residual. A) Efluente bruto. B) Efluente tratado. C) Lodo residual.



Na Figura 33A, espectro de infravermelho do efluente bruto, pode-se confirmar que o composto que se destaca nesta amostra é o ácido sulfônico, já que o mesmo padrão de bandas pôde ser observada na Figura 32C, inclusive com os mesmos valores de absorção (Apêndice C). Isto, provavelmente está relacionado com o fato do ácido sulfônico ser o produto químico que foi adicionado em maior quantidade.

Quanto ao espectro de infravermelho do efluente tratado (Figura 33B), o composto que se apresenta em evidência é sulfato de alumínio (Figura 32F), assim como era esperado, visto que este foi utilizado para tratar o efluente bruto.

Para a análise por FTIR do lodo residual (Figura 33C), o resultado obtido foi similar ao efluente bruto (Figura 33A), ou seja, novamente o ácido sulfônico se destacou em relação aos outros materiais que poderiam estar contidos na amostra. Entretanto, também foi possível constatar a presença de bandas de ligações de lauril e sulfato de alumínio, uma vez que estes compostos são utilizados, respectivamente, para a lavagem de resíduos poliméricos e tratamento de efluentes.

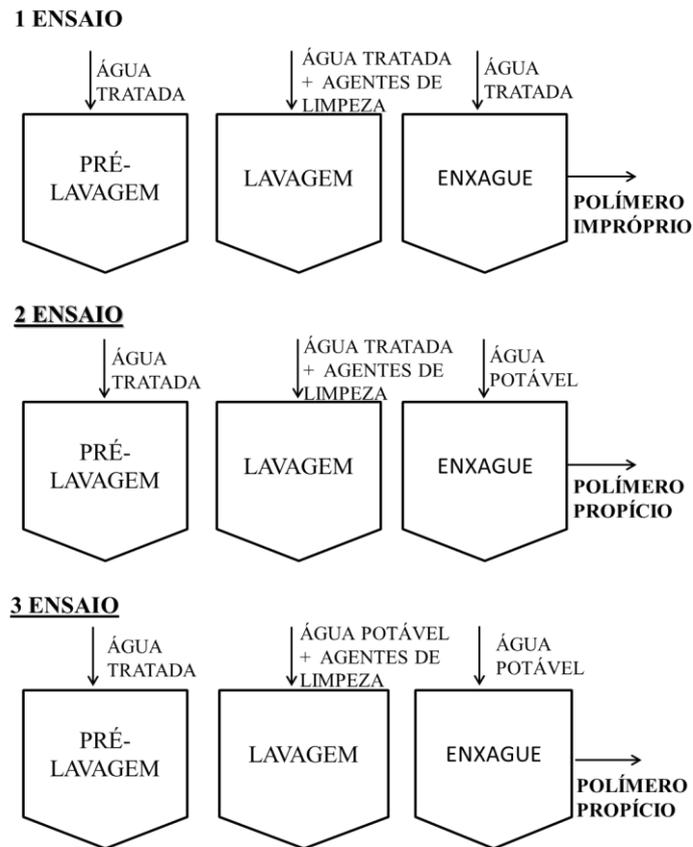
Por fim, é importante salientar que as conclusões obtidas através da espectroscopia no infravermelho foram ao encontro dos resultados obtidos nas outras análises utilizadas para caracterizar os efluentes bruto e tratado (Tabela 11). Por exemplo, a presença predominante do ácido sulfônico no efluente bruto, ajuda a explicar um dos motivos pelo qual há o elevado valor da DQO, uma vez que esta tem relação direta com os contaminantes (como matéria orgânica, produtos químicos, etc.) que podem estar contidos nos efluentes (VON SPERLING, 2005). Por consequência, o ácido sulfônico também foi o que se destacou no lodo residual, uma vez que ao ocorrer o processo de coagulação/floculação, os contaminantes sedimentam dando origem a este resíduo.

Outro aspecto importante é a presença de sulfato de alumínio no efluente tratado, que ajuda a esclarecer a causa da maior condutividade deste efluente em relação ao bruto e também contribui para a comprovação da maior concentração de sólidos dissolvidos, principalmente os fixos, decorrente da presença dos sais inorgânicos, que são próprios deste coagulante.

## 5.6 REÚSO DA ÁGUA TRATADA NO PROCESSO DE LAVAGEM DOS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

Os resultados obtidos a partir do desenvolvimento dos três ensaios de lavagem dos resíduos poliméricos com água tratada indicaram a possibilidade do seu reúso para dois casos (Figura 34), sendo o primeiro referente ao reúso da água tratada nas etapas de pré-lavagem e lavagem, porém o enxague com água potável; e o segundo caso o reúso da água tratada apenas para a etapa de pré-lavagem, porém as etapas de lavagem e enxague com água potável. Exceto o ensaio onde se utilizou a água tratada para as três etapas (pré-lavagem, lavagem e enxague) é que se demonstrou um processo de lavagem ineficiente, visto que os polímeros obtidos ainda continham uma forte presença de produtos químicos (como o hidróxido de sódio, lauril, etc.). Estes são adicionados na etapa de lavagem e por sua vez não conseguem ser removidos no enxague realizado com água tratada, visto que esta também contém sulfato de alumínio, que é proveniente do próprio processo de tratamento do efluente por coagulação/floculação adotado anteriormente. Isto, inclusive, ajuda explicar o motivo pelo qual os polímeros resultantes do ensaio que foi ineficiente, após secagem e armazenamento encontravam-se aderidos uns aos outros.

Figura 34 – Esquema ilustrativo dos resultados obtidos para os ensaios de lavagem de resíduos poliméricos a partir do reúso de água tratada.



Para tanto, indica-se que o reúso pode ser realizado tanto no processo de lavagem onde utiliza-se a água tratada nas etapas de pré-lavagem e lavagem, sendo apenas o enxague com água potável e no processo onde utiliza-se a água tratada apenas na pré-lavagem, sendo a lavagem e enxague com água potável. Em ambos os processos, os materiais poliméricos obtidos demonstraram-se limpos, tais como os oriundos do processo de lavagem onde se utilizou apenas água potável para as três etapas (pré-lavagem, lavagem e enxague). Obviamente em termos de maior viabilidade o primeiro caso é o mais conveniente, visto que aproveita maior quantidade de água tratada no processo de lavagem de resíduos poliméricos e tal substituição é possível, visto que o nível de qualidade da água requerido para este fim foi atingido. Bordonalli e Mendes (2009) ao realizarem um estudo semelhante também verificaram que o processo de tratamento por coagulação/floculação e sedimentação, seguida da filtração é eficiente para se obter uma água com qualidade suficiente para ser reutilizada com confiabilidade na indústria, uma vez que o seu padrão de qualidade não precisa ser elevado.

## 6 CONCLUSÕES

De acordo com os objetivos apresentados inicialmente neste estudo e considerando o conjunto de análises e experimentos realizados em torno das etapas primordiais para a reciclagem de polímeros, algumas considerações podem ser feitas.

Em relação à quantificação dos resíduos poliméricos obtidos através da coleta seletiva realizada pela ASMAR foi possível constatar que as resinas mais representativas no ano de 2014 foram a de PEBD, com 33,87% e a de PEAD com 21,74%, o que ressalta a importância da realização de um estudo de reciclagem para estes materiais.

Referente à caracterização dos resíduos poliméricos em função do seu grau de contaminantes foi possível verificar que as embalagens de PP (embalagens de margarina) e PEAD (embalagens de iogurte), apesar de serem provenientes de coleta seletiva ainda continham um elevado grau de contaminantes, inclusive as embalagens PEAD apresentaram um percentual de peso de resíduo superior ao seu próprio peso.

Quanto ao processo de lavagem realizado para as embalagens de PEBD, PEAD e PP, pode-se verificar que a etapa de pré-lavagem com água foi suficiente para remover uma grande parcela das sujidades, visto os altos valores de turbidez obtidos na água residual. Em seguida, a lavagem realizada com a combinação de ácido sulfônico, lauril e hidróxido de sódio mostrou-se mais eficiente em relação às demais condições testadas. E o enxágue foi adequado para remover as sujidades remanescentes da etapa de lavagem. Para tanto, a aplicação das etapas de pré-lavagem, lavagem e enxague são uma sequência eficiente para obter resíduos poliméricos limpos e propícios para posterior reciclagem.

No que diz respeito ao tratamento do efluente, o uso do coagulante a base de sulfato de alumínio a uma concentração de  $4 \text{ g.L}^{-1}$  e pH 4 demonstrou-se mais eficiente em relação as outras condições testadas. Inclusive, a partir disso foi possível uma remoção superior a 90% para a maior parte dos parâmetros de qualidade da água analisados e até mesmo quase 100% para a turbidez e sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.

Em geral, o processo físico-químico por coagulação/floculação, sedimentação e posterior filtração demonstrou-se adequado e eficiente para obtenção de um efluente clarificado e com aspectos límpidos, que possibilitam a exequibilidade do seu reúso nos processos industriais. Esta alternativa é ecologicamente correta, visto que possibilita a redução da água doce e potável em ritmo acelerado, o que por sua vez não traz somente benefícios ambientais, mas como também, econômicos.

Em relação ao reúso da água tratada indica-se que este possa ser realizado em dois casos, sendo o primeiro referente ao processo de lavagem onde utiliza-se a água tratada nas etapas de pré-lavagem e lavagem e apenas no enxague água potável; e o segundo correspondente ao processo onde utiliza-se a água tratada apenas na pré-lavagem, sendo a lavagem e enxague com água potável. Em ambos os processos, os materiais poliméricos obtidos demonstraram-se limpos, tais como os oriundos do processo de lavagem onde se utilizou apenas água potável para as três etapas (pré-lavagem, lavagem e enxague). Obviamente em termos de maior viabilidade o primeiro caso é o mais conveniente, visto que aproveita maior quantidade de água tratada no processo de lavagem de resíduos poliméricos.

Por fim, acredita-se que este trabalho contribui para um melhor entendimento das questões relacionadas com a reciclagem de resíduos poliméricos, principalmente no que diz respeito ao processo de lavagem e tratamento do efluente gerado, bem como, da importância do reúso da água.

## 6.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Tendo em vista algumas dificuldades encontradas durante a realização deste estudo, podem ser feitas as seguintes sugestões para os trabalhos futuros:

- Para a lavagem de resíduos poliméricos, sugere-se que esta seja realizada com o incremento de temperatura, com outros agentes de limpeza e também seja desenvolvida em apenas duas etapas, para que assim possa se avaliar se há a mesma eficiência encontrada neste estudo.
- Para o processo de tratamento do efluente a partir da coagulação/floculação, tendo em vista que esta também depende da velocidade de rotação utilizada para a agitação da amostra, indica-se que esta seja variada, principalmente para a agitação rápida seria importante a aplicações superiores a 150 RPM.
- Ainda em relação ao processo de tratamento do efluente, sugere-se que sejam utilizados produtos auxiliares de coagulação/floculação, em conjunto com o coagulante primário, inclusive sejam encontradas as dosagens ótimas, tão importantes para esse processo.
- Por fim, tendo em vista que este trabalho limitou-se ao tratamento do efluente, não considerando os resíduos sólidos (lodo residual) resultantes desse

processo, indica-se que também seja realizado o tratamento deste material, o qual precisa ter um destino ambientalmente adequado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Falta de normas técnicas para reúso de água ainda é um problema no país**. 2013. Disponível em: <<http://www.abes-sp.org.br/noticias/19-noticias-abes/4203-falta-de-normas-tecnicas-para-reuso-de-agua-ainda-e-um-problema-no-pais>>. Acesso em: 10 de nov. 2015.

ABIPLAST. Associação Brasileira da Indústria do Plástico. **Estatísticas**. 2014. Disponível em: <[http://file.abiplast.org.br/download/links/2015/perfil\\_abiplast\\_2014\\_web.pdf](http://file.abiplast.org.br/download/links/2015/perfil_abiplast_2014_web.pdf)>. Acesso em: 10 de abr. 2015.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13230: Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis: Identificação e simbologia**, Rio de Janeiro, 2008.

\_\_\_\_\_. **NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação**, Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil em 2013**. 2013. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama013.pdf>>. Acesso em: 7 de abr. 2015.

ALLOUI, F.; KCHAOU, S.; SAYADI, S. Physicochemical treatments of anionic surfactants wastewater: Effect on aerobic biodegradability. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 1, p. 353–359, mai. 2009.

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

AMARAL, G. do. et al. **Guia ambiental da indústria de transformação e reciclagem de materiais plásticos**. São Paulo: CETESB: SINDIPLAST, 2011. 90 p. Disponível em: <[http://file.sindiplast.org.br/download/guia\\_ambiental\\_internet.pdf](http://file.sindiplast.org.br/download/guia_ambiental_internet.pdf)>. Acesso em: 22 de mar. de 2015.

APHA. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

ARABIOURRUTIA, M. et al. Characterization of the waxes obtained by the pyrolysis of polyolefin plastics in a conical spouted bed reactor. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 94, p. 230–237, mar. 2012..

AROUCA, F. O. **Uma contribuição ao Estudo da Sedimentação Gravitacional em Batelada**. Tese (Doutorado), FEQU/UFU, Uberlândia, Brasil, 2007.

ASANO, T. Planning and implementation of water reuse projects. **Water Science and Technology**, vol. 24, n. 9, p. 1-10. 1991.

ASMAR. Associação de selecionadores de materiais recicláveis. **Fotografias**. 2012. Disponível em: <<http://asmarsm.blogspot.com.br/>>. Acesso em: 13 de out. 2015.

BENVINDO, A. Z. **A nomeação no processo de construção do catador como ator econômico e social**. 2010. Dissertação (mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2301–2324, jun. 2007.

BORDIN, A. et al. Reciclagem de plástico e tratamento de efluentes: uma possibilidade para o reuso da água. **III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Goiania, Goiás, nov. 2012.

BORDONALLI, A.C.O. **Reúso de água em indústria de reciclagem de embalagens plásticas: aspectos econômicos e ambientais em modelo de escala real**. Tese (Doutorado em Saneamento e Ambiente), Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, Campinas, São Paulo, 2007.

BORDONALLI, A. C. O.; MENDES, C. G. da. N. Reuso de água em indústria de reciclagem de plástico tipo PEAD. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.2, p. 235-244, abr/jun 2009.

BRALE. Indústria de fornecimento de produtos para moldes de injeção e estampos. **Cálculo para definir a potência necessária na fase de aquecimento de uma câmara quente**. 2014. Disponível em: <<http://brale.com.br/wp-content/uploads/2014/01/05-TI-01+02+03-Calculo-Pot%C3%Aancia.pdf>>. Acesso em: 7 de abr. 2015.

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm)>. Acesso em: 11 de abr. 2015.

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. 2<sup>nd</sup> ed. IWA Publishing, 2007.

BRETAS, R. E. S.; LOTTI, C. Introdução à fabricação de produtos poliméricos. In: RODRIGUES, J. de. A.; LEIVA, D. R. (Orgs.). **Engenharia de materiais para todos**. São Carlos: EdUFSCar, 2010. p. 135 – 147.

BRUSIUS, F. K. **Mídia e identidade: os catadores de materiais recicláveis nos jornais de Santa Maria**. 2010. 121 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria, 2010.

CALLISTER, Jr., W. D. **Ciência e Engenharia de Materiais: uma introdução**. 7. ed. , Rio de Janeiro: LTC, 2008.

CÂNDIDO, C. V. L. et al. **Plano de gerenciamento integrado de resíduos plásticos – PGIRP**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro, 2009. 32 p.

CANTOR, C. R.; SCHIMMEL, P. R. **Biophysical Chemistry: Part I**. San Francisco: W. H. Freeman and Company, 1980.

CASALI, D. J. **Tratamento do efluente de uma recicladora de plásticos utilizando coagulante não metálico e compostagem**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Santa Maria, 2011.

CASTRO-SILVA, M. A. et al. Microrganismos associados ao tratamento de águas de abastecimento com coagulante orgânico vegetal (tanato quaternário de amônio) – I. microrganismos filamentosos. **Revista Estudos de Biologia**, v. 26, n. 54, p. 21-27, 2004.

CAVALCANTI, J. E. W. de. A. Capítulo 1: Conceitos Gerais. In:\_\_\_\_\_. **Manual de tratamento de Efluentes Industriais**. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda., 2009. p. 20 - 40.

CEMPRE. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. **Ciclosoft**. 2014. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclosoft/id/2>>. Acesso em: 13 de abr. 2015.

CEMPRE. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. **Plásticos: o mercado para a reciclagem**. 2015. Disponível em: <<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica/id/4/plasticos>>. Acesso em: 8 de mar. 2015.

CEMPRE. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. **Review**. 2013. Disponível em: <[http://www.cempre.org.br/newsletter/CEMPRE\\_review\\_2013.pdf](http://www.cempre.org.br/newsletter/CEMPRE_review_2013.pdf)>. Acesso em: 10 de abr. 2015.

CHI, F. H.; CHENG, W. P. Use of Chitosan as Coagulant to Treat Wastewater from Milk Processing Plant. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 14, n. 4, p. 411–417, 28 nov. 2006.

CONTRERAS, C. A.; SUGITA, S.; RAMOS, E. Preparation of Sodium Aluminate From Basic Aluminium Sulfate. **Azajomo**, v. 2, p 1-13, agos. 2006.

COSTA, W. D. Resíduos Sólidos. In: COURA, F. C. **Geologia Urbana: gestão municipal**. Minas Gerais: [s. n.], 2004. p. 133-140.

CREMASCO, M. A. **Operações unitárias em sistemas particulados e fluidomecânicos**. São Paulo: E. Blucher, 2012. 423 p.

CRESPILHO, F.N.; SANTANA, C.G.; REZENDE, M.D. Tratamento de efluente da indústria de processamento de côco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, São Paulo, v. 27. n. 1, p. 2-5, 2004.

DEKA, B. K.; MAJI, T. K. Effect of coupling agent and nanoclay on properties of HDPE, LDPE, PP, PVC blend and Phargamites karka nanocomposite. **Composites Science and Technology**, v. 70, n. 12, p. 1755–176131, out. 2010..

DEMARQUETE, N. R. **Materiais poliméricos**. 2014. Disponível em: <<http://www.pmt.usp.br/pmt5783/Aula%201%20de%20pol%20C3%ADmeros%20-%20Introdu%20C3%A7%20C3%A3o.pdf>>. Acesso em: 27 de out. 2014.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842–852, set. 2002.

DERRICK, M. R.; STULIK, D.; LANDRY, J. M. **Infrared Spectroscopy in Conservation Science**. The Getty Conservation Institute: Los Angeles, 1999.

DEVLIEGHIERE, F. et al. Evaluation, modelling and optimization of the cleaning process of contaminated plastic food refillables. **Food Additives and Contaminants**, v. 14, n. 6-7, p. 671–683, ago. 1997.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States Tables and Figures for 2012**. 2014. Disponível em: <[http://www.epa.gov/wastes/nonhaz/municipal/pubs/2012\\_msw\\_dat\\_tbls.pdf](http://www.epa.gov/wastes/nonhaz/municipal/pubs/2012_msw_dat_tbls.pdf)>. Acesso em: 10 de abr. 2015.

ESPÍNDOLA, L.C. **Reciclagem de plásticos pós-consumo misturados não reaproveitados pelos centros de triagem de Porto Alegre**, Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2004.

EULÁLIO, A.C., CAPIATI, N. J., BARBOSA, S. E. Municipal plastic waste: alternatives for recycling with profit. In **58<sup>th</sup> Annual Technical Conference – ANTEC 2000**, v. 3., Society of Plastics Engineers. Orlando: 2000. 3857 p.

FARIA, F. P.; PACHECO, E. B. A. V. A reciclagem de plásticos a partir de conceitos de Produção Mais Limpa. **Gepros**. São Paulo, ano 6, n. 3, p. 93-107, jul-set de 2011.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS** / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

GIRARDI, F. **Tratamento de vinhaça utilizando coagulantes naturais**. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

GOLDAMMER, T. **The Brewers' Handbook**, 2<sup>nd</sup> ed, Apex Publishers, Clifton, 2008.

GOOGLE EARTH. **Localização da Associação de Seleccionadores de Materiais Recicláveis (ASMAR)**. 2015. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/place/ASMAR+-+Associa%C3%A7%C3%A3o+dos+Seleccionadores+de+Material+Recicl%C3%A1vel/@-29.6961449,-53.7915409,17z/data=!3m1!4b1!4m2!3m1!1s0x9503cb0676c29117:0x5132bc77082462ee>>. Acesso em: 13 de out. 2015.

GREENPEACE. Organização não governamental do ambiente. **The Trash Vortex**, 2008. Disponível em: <<http://www.greenpeace.org/international/en/campaigns/oceans/fit-for-the-future/pollution/trash-vortex/>>. Acesso em: 18 de mai.2015.

GRIPPI, S. **Lixo, reciclagem e sua história**: guia para as prefeituras brasileiras. Rio de Janeiro: Interciência, 2001. 134 p.

HARRELKAS, F. et al. Treatment of textile dye effluents using coagulation–flocculation coupled with membrane processes or adsorption on powdered activated carbon. **Desalination**, v. 235, n. 1–3, p. 330–339, jan. 2009.

HEINE, M. L. F. A importância dos catadores de materiais recicláveis na cornucópia do lixo. In: VI Colóquio Internacional: “Educação e Contemporaneidade”, 2012, Sergipe. **Anais eletrônicos... SERGIPE: UFS, 2012.** Disponível em: <[http://www.educonufs.com.br/cdvicoloquio/eixo\\_01/PDF/3.pdf](http://www.educonufs.com.br/cdvicoloquio/eixo_01/PDF/3.pdf)>. Acesso em: 17 de abr. 2013.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a waste: a global review of solid waste management.** The World Bank, 2012.

HOPEWELL, J.; DVORAK, R.; KOSIOR, E. Plastics recycling: challenges and opportunities. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2115–2126. jul. 2009.

HUANG, H.; SCHWAB K.; JACANGELO, J.G. The pretreatment for low pressure membranes in water treatment: a review, **Environmental Science and Technology**, vol. 43, n. 9, p. 3011–3019, jan. 2009.

HUI, Y. et al. Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities. **Waste Management**, v. 26, n. 9, p. 1052–1062, 2006.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Brasil perde R\$ 8 bilhões anualmente por não reciclar.** 2012. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&view=article&id=117](http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=117)>. Acesso em: 10 de abr. 2015.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Situação Social das Catadoras e dos Catadores de Material Reciclável e Reutilizável – Brasil.** 2013. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/situacao\\_social/131219\\_relatorio\\_situa\\_caosocial\\_mat\\_reciclavel\\_brasil.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situa_caosocial_mat_reciclavel_brasil.pdf)>. Acesso em: 16 de abr. 2015.

JIANG, J. Q. Development of coagulation theory and pre-polymerized coagulants for water treatment. **Separation & Purification Reviews**, v. 30, n. 1, p. 127–141, fev. 2001.

JUNIOR, S. V. C. Polímeros. In: RODRIGUES, J. de. A.; LEIVA, D. R. (Orgs.). **Engenharia de materiais para todos.** São Carlos: EdUFSCar, 2010. p. 63 – 76.

KLOPROGGE, J. T., FROST, R.L. The dehydroxylation of basic aluminum sulfate: An infrared emission spectroscopic study. **Thermochimica Acta**, p. 245-252, jun. 1998.

KUNWAR, B. et al. Plastics to fuel: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 421–428, fev. 2016.

KURITA, K. Chitin and chitosan: functional biopolymers from marine crustaceans. PMID: 16532368: **Marine Biotechnology (New York, N.Y.)**, v. 8, n. 3, p. 203–226, jun. 2006.

LAMB, L.H.; DINIZ, E.R.; CRUZ, J.G.H. Aplicação de tanino catiônico em tratamento de efluentes de curtume. In: ENCONTRO NACIONAL DOS QUÍMICOS E TÉCNICOS DA 134 INDÚSTRIA DE COURO, XVI., 2003. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: MEA, 2003.

LILLO-RÓDENAS, M.A.; CAZORLA-AMORÓS, D.; LINARES-SOLANO, A. Understanding chemical reactions between carbons and NaOH and KOH: An insight into the chemical activation mechanism. **Carbon**, v. 41, p. 267–275, agos. 2002.

LISBÃO, A. S. Temperaturas de transição, a estrutura química dos polímeros e sua influência nas propriedades. In: \_\_\_\_\_. **Estrutura e propriedade dos polímeros**. São Carlos: EdUFSCar, 2009. p.87-89.

MANO, E. B.; MENDES, L. C. Classificação de polímeros. In: \_\_\_\_\_. **Introdução a polímeros**. 2. ed. rev. e ampl. - São Paulo: Edgard Blucher, 2004. p. 13 – 15.

MANO, E. B.; PACHECO, E. B. A. V.; BONELLI, C. M. C. A reciclagem de plásticos. In: \_\_\_\_\_. **Meio Ambiente, Poluição e Reciclagem**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2010. p. 135.

MANRICH, S.; FRATTINI, G.; ROSALINI, A. C. **Identificação de polímeros: uma ferramenta para a reciclagem**. São Carlos: EDUFSCar, 1997. 49 p.

MANRICH, S.; MANRICH, S.; BORGES, J. R. V. Reciclagem de Materiais. In: RODRIGUES, J. de A.; LEIVA, D. R. (Orgs.). **Engenharia de materiais para todos**. São Carlos: EdUFSCar, 2010. p. 135 – 147.

MARTINEZ, F. L. **Taninos vegetais e suas aplicações**. Universidade de Havana, Cuba, 1996.

MASSAMBANI, O. **Coletânea de respostas técnicas produzidas e veiculadas no âmbito do serviço brasileiro de respostas técnicas – SBRT**. 2006. Disponível em: <[http://www.publier.com.br/respostas\\_tecnicas/21produtos\\_quimicos.pdf](http://www.publier.com.br/respostas_tecnicas/21produtos_quimicos.pdf)>. Acesso em: 12 de dez. 2015.

MESDAGHINIA, A. R.; YOUSEFI, Z. The use of oxygen in catalytic oxidation of sulphides in tannery wastes. **Iranian J. Publ. Health**, v. 20, p. 1–4, 1991.

MIERZWA, J. C. **O uso racional e o reúso como ferramenta para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria – estudo de caso da Kodak Brasileira**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002. 367 p.

MILLER, F. A.; MAYO, D. W.; HANNAH, R. W. **Course notes on the interpretation of infrared and Raman spectra**. John Wiley & Sons: New Jersey, 2003.

MISIRLI, G. M. **Formulando Detergente**. 2002. Disponível em: <[http://www.freedom.inf.br/artigos\\_tecnicos/20020919/20020919.asp](http://www.freedom.inf.br/artigos_tecnicos/20020919/20020919.asp)>. Acesso em: 15 de mar. 2015.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Catadores de Materiais Recicláveis**. 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/catadores-de-materiais-reciclaveis>>. Acesso em: 16 de abr. 2015.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. **Impacto das embalagens no meio ambiente**. 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/producao-e-consumo-sustentavel/consumo-consciente-de-embalagem/impacto-das-embalagens-no-meio-ambiente>>. Acesso em: 18 de mai.2015.

MNCR. MOVIMENTO NACIONAL DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS. Política Nacional de Resíduos e o Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis. In: JARDIM. A; YOSHIDA. C; FILHO. J. V. M. (Org.). **Política Nacional, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. Barueri - São Paulo: Manole, 2012. p. 416-436.

MONTEIRO, J. et al. **Manual de gestión integrada de residuos sólidos municipales en ciudades de América latina y el Caribe**. Rio de Janeiro: IBAM, 2006. p. 17-19.

MORESCHI, S. M. **Apostila de operações unitárias I**. 2013. Disponível em: <<http://pt.slideshare.net/silvianiamendesmoreschi/apostila-operaes-i>>. Acesso em: 24 de abr

NAGASHIMA, L.A. **Monitoramento do lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente Fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento**. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

NO, H. K.; MEYERS, S. P. Application of chitosan for treatment of wastewaters. PMID: 10771583: **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 163, p. 1–27, 2000.

PANDA, A. K.; SINGH, R. K.; MISHRA, D. K. Thermolysis of waste plastics to liquid fuel: A suitable method for plastic waste management and manufacture of value added products - A world prospective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 1, p. 233–248, jan. 2010.

PATEL, M. et al. Recycling of plastics in Germany. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 29, n. 1–2, p. 65–90. mai..2000.

PHILLIPI, A. Jr. Reúso de água: uma tendência que se firma. In: PHILLIPI, A. Jr. (Coord.). **Reúso de água**. Pedro Caetano Sanches Mancuso, Hilton Felício dos Santos (editores). Barueri – São Paulo: Manole, 2003.

PIRES, A. S. **Reciclagem de frascos plásticos de postos de gasolina**. Disponível em: <[http://ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/artigos/reciclagem\\_de\\_frascos\\_plasticos\\_de\\_postos\\_de\\_gasolina.html](http://ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/artigos/reciclagem_de_frascos_plasticos_de_postos_de_gasolina.html)>. Acesso em: 9 de nov. de 2014.

PLASTICS EUROPE - Plastics Europe Association of Plastics Manufacturers. **Plastics – The Facts 2013 – An analysis of European latest plastic production, demand and waste data**. 2013. Disponível em: <<http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2013.aspx?FolIID=2>>. Acesso em: 20 de mai. 2015.

PLASTICS EUROPE - Plastics Europe Association of Plastics Manufacturers. **Plastics – The Facts 2014 – An analysis of European latest plastic production, demand and waste data.** 2014. Disponível em: <[http://www.plasticseurope.org/documents/document/20150227150049-final\\_plastics\\_the\\_facts\\_2014\\_2015\\_260215.pdf](http://www.plasticseurope.org/documents/document/20150227150049-final_plastics_the_facts_2014_2015_260215.pdf)>. Acesso em: 20 de mai. 2015.

PLASTIVIDA. Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos. **Monitoramento dos índices de reciclagem mecânica de plástico no Brasil (IRMP).** 2012. Disponível em: <[http://www.plastivida.org.br/images/temas/Apresentacao\\_IRMP\\_2012.pdf](http://www.plastivida.org.br/images/temas/Apresentacao_IRMP_2012.pdf)>. Acesso em: 20 de mar. de 2015.

PLASTIVIDA - Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos. **Reciclagem Energética.** 2009. Disponível em: <<http://www.plastivida.org.br/index.php/pt/conhecimento/19-reciclagem>>. Acesso em: 25 de mai. 2015.

PMSM. Prefeitura Municipal de Santa Maria. **Plano Municipal de Saneamento Ambiental de Santa Maria.** 2014. Disponível em: <[http://www.santamaria.rs.gov.br/docs/psa/psa\\_volume\\_I.pdf](http://www.santamaria.rs.gov.br/docs/psa/psa_volume_I.pdf)>. Acesso em: 15 de abr. 2015.

REMÉDIO, M.V.P.; ZANIN, M.; TEIXEIRA, B. A. N. Caracterização do Efluente de Lavagem de Filmes Plásticos Pós-Consumo e Determinação das Propriedades Reológicas do Material Reciclado. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, vol.9, n.4, p. 177-183, out/dez. 1999.

RENAULT, F. et al. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. **European Polymer Journal**, v. 45, n. 5, p. 1337–1348, mai. 2009.

RIBEIRO, J. W.; ROOKE, J. M. S. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública.** Monografia (Especialização), Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2010.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento.** São Paulo: Edgard Blucher, 2009. 333 p.

\_\_\_\_\_. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água.** São Paulo: Edgard Blucher, 2001. 102 p.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. de. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** 1 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1991. 332 p.

RUHSING PAN, J. et al. Evaluation of a modified chitosan biopolymer for coagulation of colloidal particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 147, n. 3, p. 359–364, fev. 1999.

SALEEM, J. et al. Combating oil spill problem using plastic waste. **Waste Management**, v. 44, p. 34–38, out. 2015.

SANTOS, A. S. F. et al. Characterization of effluents through a typical plastic recycling process: An evaluation of cleaning performance and environmental pollution. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 45, n. 2, p. 159–171, out. 2005.

SANTOS, S.G.; MIGUEL, E.N. **Oportunidades para redução de efluentes líquidos industriais**: caso da OPP Química S.A., 2002. Monografia (Especialização), Escola Politécnica da UFBA, Salvador, 2002.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul (PERS- RS)**: Panorama de resíduos sólidos do Rio Grande do Sul. 2014. Disponível em:

<[http://www.mprs.mp.br/areas/ressanear/arquivos/materialtecrs/pers\\_sema\\_audiencia\\_assemb\\_leia\\_panorama\\_rs\\_15\\_10\\_2014.pdf](http://www.mprs.mp.br/areas/ressanear/arquivos/materialtecrs/pers_sema_audiencia_assemb_leia_panorama_rs_15_10_2014.pdf)>. Acesso em: 14 de abr. 2015.

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná. **Programa Desperdício Zero**: plásticos. 2005. Disponível em: <[http://www.planetareciclavvel.com.br/desperdicio\\_zero/kit\\_res\\_1\\_plastico.pdf](http://www.planetareciclavvel.com.br/desperdicio_zero/kit_res_1_plastico.pdf)>. Acesso em: 10 de mar. 2015.

SHEEHAN, G. J.; GREENFIELD, P. F. Utilisation, treatment and disposal of distillery wastewater. **Water Research**, v. 14, n. 3, p. 257–277, 1980.

SHEN, L.; WORREL, E. Plastic Recycling. In: REUTER, M.; WORREL, E. **Handbook of Recycling**: State of the art for Practitioners, Analysts, and Scientists. The Netherlands: Elsevier, 2014. p. 179-190.

SHOWELL, M. **Handbook of Detergents**: Formulation. [S.l.]: Taylor & Francis, 2006.

SILVERSTEIN, R. M.; WEBSTER, F. X. **Identificação Espectrométrica de Compostos Orgânicos**. 6ª. ed. LTC: Rio de Janeiro, 2000.

SIMATE, G. S. et al. The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. **Desalination**, v. 273, n. 2–3, p. 235–247, jun. 2011.

SMITH, B. C. **Infrared spectral interpretation**: a systematic approach. Boca Raton: CRC Press, 1999, 264 p.

SMITH, W. F. **Princípios de Ciência e Engenharia dos Materiais**. 3 ed. Lisboa: McGRAW-HILL, 1998.

SNIS. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2011. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2011>>. Acesso em: 15 de abr. de 2015.

SPINACÉ, M. A. da S.; DE PAOLI, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. **Química Nova**. São Paulo, vol. 28, n. 1, p. 65-72, jan-fev de 2005.

STECHEMESSER, H.; DOBIÁŠ B. Coagulation and flocculation. **Surfactant science series**, 2<sup>nd</sup> ed., vol. 126., CRC Press; 2005.

STUART, B. **Infrared Spectroscopy**: Fundamentals and Applications, John Wiley & Sons, Ltd., 2004.

UNGARETTI, A. R. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos recicláveis no município de Viamão: Estudo de caso unidade de triagem da região da sub-bacia do Arroio Feijó. In: FUÃO, F. F.; ROCHA, E. (Org.). **Galpões de Reciclagem e a Universidade**. Pelotas: UFPEL, 2008. p. 106.

VILHENA, A.; FALSETTI, S. **Guia da coleta seletiva de lixo**. 2013. São Paulo: CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem, Disponível em: <[https://s3.amazonaws.com/ativ/guia\\_col\\_seletiva2014\\_web.pdf](https://s3.amazonaws.com/ativ/guia_col_seletiva2014_web.pdf)>. Acesso em: 7 de abr. 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução á Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte, MG : UFMG, 2005. 452 p.

WALTER, M. et al. **Tecnologia dos plásticos**; tradução Christian Dihlmann - - São Paulo: Blucher, 1995.

WANG, C. et al. Flotation separation of waste plastics for recycling - A review. **Waste Management**, v. 41, p. 28–38, jul. 2015.

WHITING, S. D. Type sand sources of marine debris in Fog Bay, Northern Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 36, n. 11, p. 904–910, nov. 1998.

WU, Y. M. et al. A novel polymer of Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>-poly(acrylamide-co-2-acrylamido-2-methyl-1-propanesulfonate) ionic hybrid prepared by dispersion polymerization. **eXPRESS Polymer Letters**, v. 4, n. 3, p. 188–195, jan.2010.

XAVIER, L. H. et al. Legislação ambiental sobre destinação de resíduos sólidos: o caso das embalagens plásticas pós-consumo. **XIII SIMPEP** - Bauru, SP, Brasil, 6 a 8 de nov. de 2006.

YAMAGUCHI, T. E. S. **Aplicação de coagulantes naturais no tratamento de lixiviado de resíduos urbanos**. Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Ambiental), Faculdade de Ciências e Tecnologia – UNESP (Campus de Presidente Prudente), São Paulo, 2012.

ZANIN, M.; MANCINI, S. D. **Resíduos plásticos e reciclagem: aspectos gerais e tecnologia**. São Carlos: EdUFSCar, 2004. 143 p.

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 8, p. 1623–1633, agos. 2010.

**APÊNDICE A – RESULTADOS OBTIDOS PARA O PROCESSO DE LAVAGEM REALIZADO COM A COMBINAÇÃO DE ÁCIDO SULFÔNICO COM LAURIL EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES.**

Figura A1 – Valores médios de turbidez obtidos nos ensaios de pré-lavagem dos resíduos poliméricos.

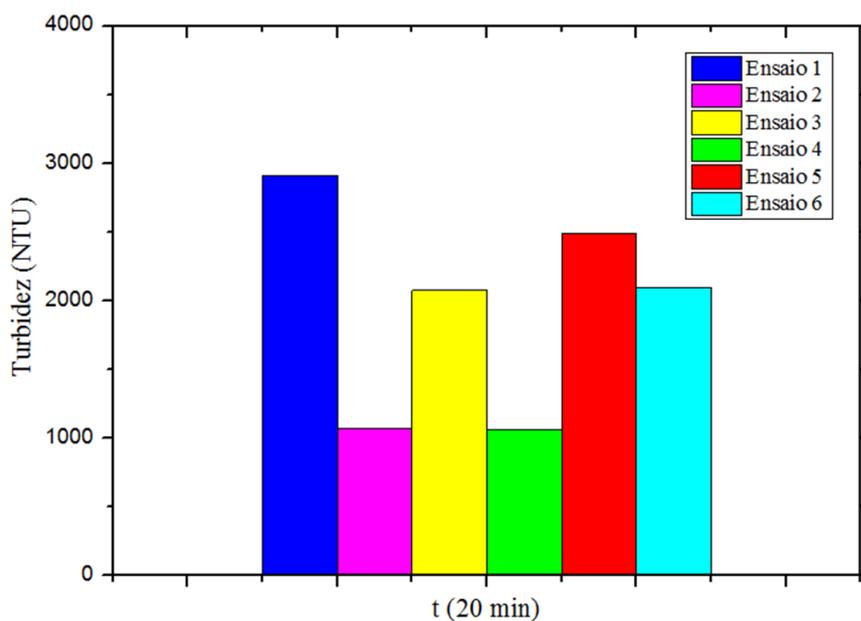


Figura A2 – Valores médios de turbidez obtidos nos ensaios de lavagem com diferentes concentrações de ácido sulfônico e lauril.

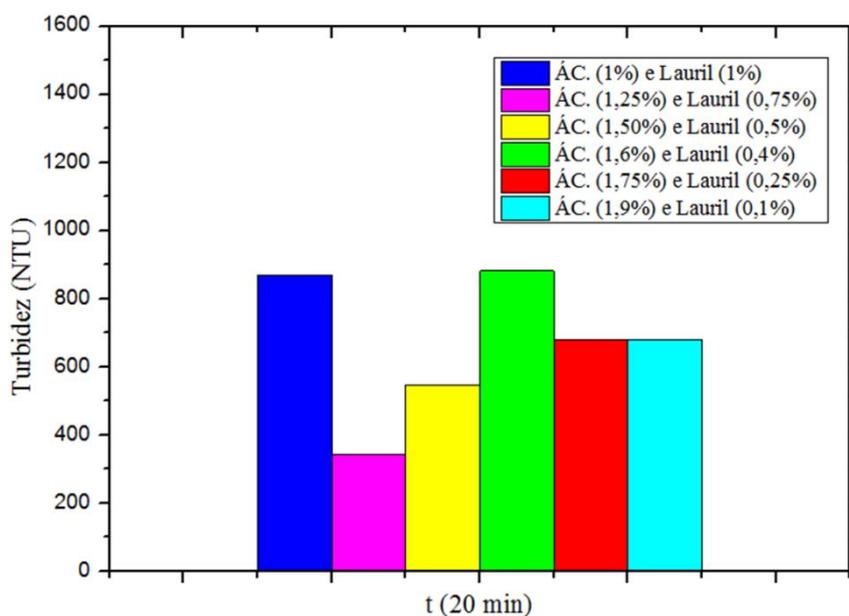
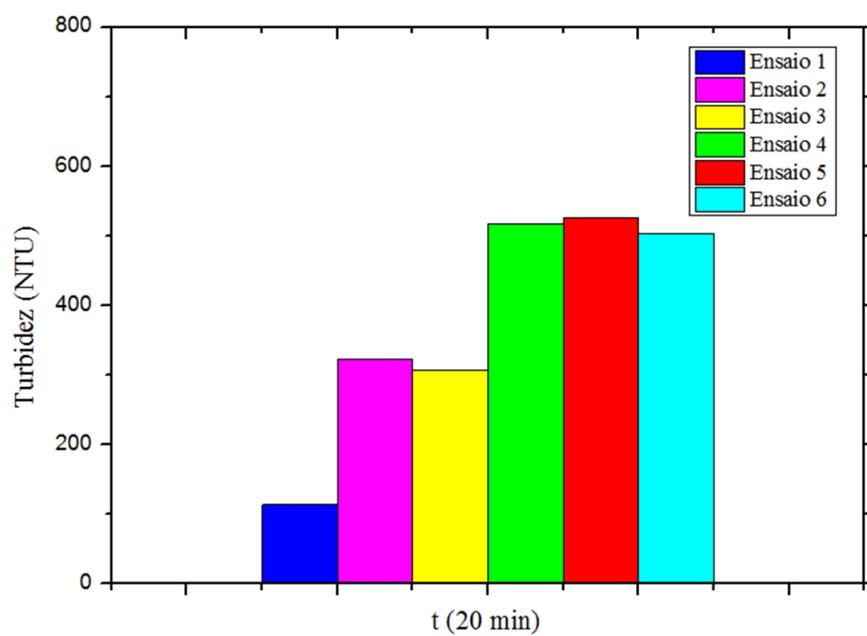


Figura A3 - Valores médios de turbidez obtidos nos ensaios de enxague dos resíduos poliméricos.



## APÊNDICE B - MANUAL PARA OS SELECIONARES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS DA ASMAR.



### Reciclagem de Plásticos /Polímeros



### Histórico:

❖ Substâncias elásticas extraídas de resinas naturais, como a da seringueira, já eram conhecidas em certas regiões da América, Oceania e Ásia em épocas primitivas.



❖ Até o século XIX o aproveitamento desses materiais foi muito pequeno, mas o desenvolvimento da química permitiu seu aperfeiçoamento.

❖ Em 1862 o inglês Alexander Parkes criou a "parkesina" – (um material orgânico derivado da celulose).

❖ Em 1870 John Wesley Hyatt descobriu a "celulóide" - originada de fibras de algodão com certos ácidos (substância cujos efeitos de plastificação foram muito usados em épocas posteriores).

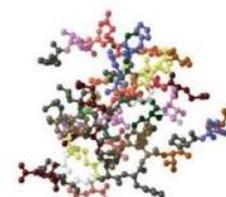


❖ A fabricação dos polímeros sintéticos teve início com a produção da baquelita, em 1909, e registrou um desenvolvimento acelerado a partir da década de 20.



## O que é Plástico?

❖ Plásticos, tem seu nome originário do grego "**plastikos**" que significa - **capaz de ser moldado**.



❖ Fazem parte da família dos polímeros que são constituídos por **macromoléculas** formadas por dezenas ou até milhares de unidades repetitivas (meros) ao longo de uma sequência em cadeia.

➤ **Os plásticos podem ser:**

**Naturais:** são comuns em plantas e animais.

Exemplos: algodão, madeira (celulose), cabelos, látex, entre outros.



Celulose

**Sintéticos:** plásticos obtidos através de reações químicas.

Exemplos.: PE, PVC, PP, entre outros.



## Como o Plástico é classificado?

O tamanho e estrutura da molécula do polímero determinam as propriedades do material plástico.

➤ **Os plásticos podem ser divididos em dois grupos:**

**Termoplásticos:** plásticos que não sofrem alterações na sua estrutura química durante o aquecimento e que podem ser novamente fundidos após o resfriamento. Exs.: PP, PEAD, PEBD, PET, PS, PVC, entre outros.



**Termofixos:** plásticos que não fundem com o reaquecimento. Exs: resinas fenólicas, epóxi, poliuretano, entre outros.



## Origem dos Plásticos:

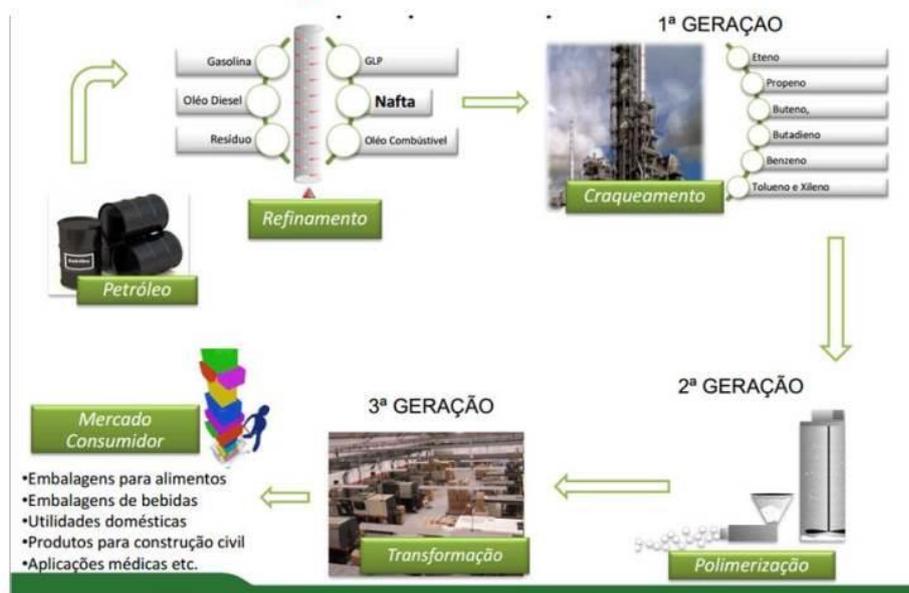


Figura 1 – Cadeia petroquímica dos plásticos.

Fonte: ABIPLAST (2014).

## Importância dos Plásticos:

Os Plásticos não são tóxicos e sim inertes. Por isso, são amplamente utilizados para embalar alimentos, bebidas e medicamentos.

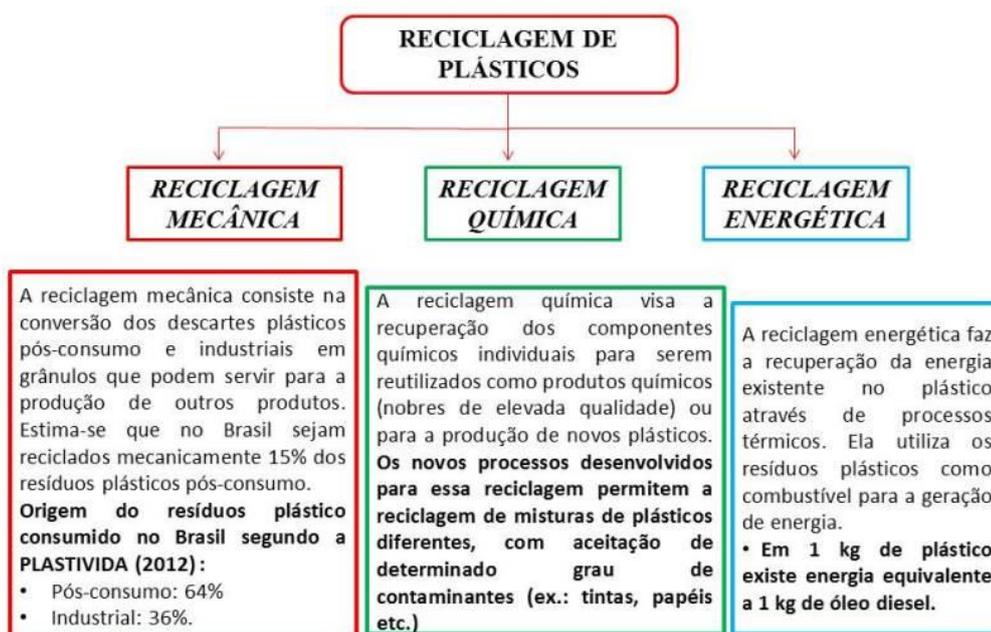
### Algumas propriedades dos plásticos:

- ✓ ótimos isolantes térmico-acústicos;
- ✓ maus condutores de eletricidade (na maioria das vezes);
- ✓ quimicamente inertes;
- ✓ leves (proporcionando grande economia no transporte das mercadorias);
- ✓ resistentes e flexíveis.



Para tanto, para se beneficiar amplamente de todas as vantagens oferecidas pelo plástico, devemos estimular o **descarte correto das embalagens** após o uso, aumentando o alcance da **coleta seletiva e reciclagem**.

## Reciclagem dos plásticos:



## Benefícios da Reciclagem de Plásticos:

- De forma geral, os benefícios são: redução do uso de recursos naturais não renováveis e da quantidade de resíduos aterrados e descartados a céu aberto; redução dos impactos ambientais; aumento da vida útil de aterros; geração de rendas e empregos.
- Reciclar uma tonelada de polímeros, por exemplo, equivale a processar 130 kg de petróleo - que deixarão de ser consumidos.
- Comparando o processo de reciclagem mecânica com o de obtenção de polímero virgem, a redução no consumo de energia chega a ser de 79%.
- Sendo ainda os impactos ambientais em termos de poluição do ar 80% menores e de poluição da água 40% menores.



## Limitações da Reciclagem de Plásticos:

As principais barreiras para a reciclagem dos polímeros são:

- A falta de programas de coleta seletiva;
  - Os impostos a serem pagos pelos recicladores; e
  - A diversidade de plásticos existentes (dificuldade em separar corretamente esses materiais).
- Além disso, os contaminantes do material incluem comida, gorduras, etiquetas, papel, grampos e sujeira em geral, reduzindo seu preço de venda.
- Para isso deve-se ter um cuidado com os processos de lavagem desses materiais antes do seu processamento (CEMPRE, 2015; PLASTIVIDA, 2009).

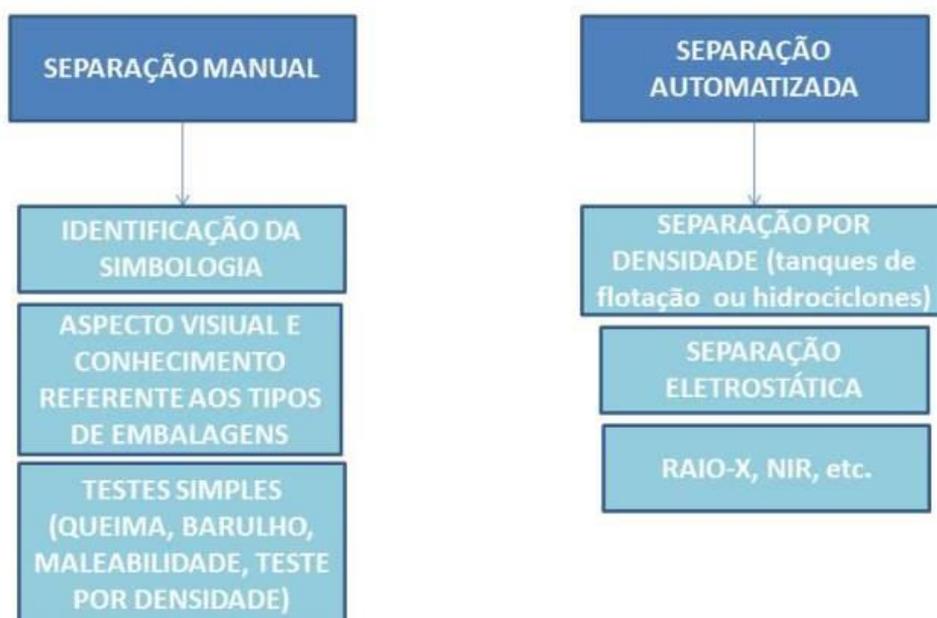
➤ Não importa o quão eficiente o sistema de reciclagem é, a classificação é a etapa mais importante no circuito de reciclagem (AL-SALEM; LETTIERI; BAEYENS, 2009).



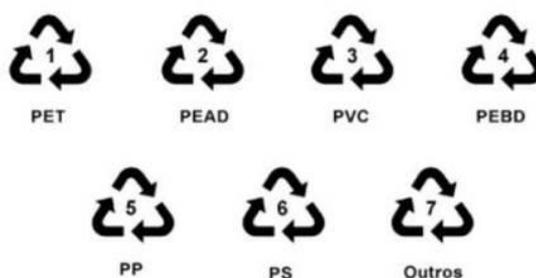
## MÉTODOS PARA IDENTIFICAÇÃO E SEPARAÇÃO DOS DIFERENTES POLÍMEROS



## TECNOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO:



### 1. Separação manual (simbologias, aspectos visuais das embalagens):



PET = Poli(tereftalato de etileno), PEAD = Polietileno de alta densidade, PVC = Poli(cloreto de vinila), PEBD = Polietileno de baixa densidade, PP = Polipropileno, PS = Poliestireno

Figura 2 - Simbologia utilizada para a identificação de embalagens poliméricas, instituída pela NBR 13.230.

Fonte: ABNT (2008).

## 1. 1 PET – Polietileno tereftalato.



➤ **Popularmente classificado em:** PET branco ou incolor, PET verde, Resina (garrafas de óleo vegetal).

➤ **Algumas características:**

- alta densidade (afunda na água);
- muito resistente;
- temperatura de fusão: 250 a 270 °C.

➤ **Aplicações principais:** fibras têxteis, garrafas de refrigerante e mantas de impermeabilização.

➤ **Aplicações gerais:** frascos e garrafas para uso alimentício/hospitalar, refrigerante, cosméticos, bandejas para microondas, filmes para áudio e vídeo, fibras têxteis (sintéticas), etc.

➤ **Benefícios:** transparente, inquebrável, impermeável, leve.

## 1.2 PEAD – Polietileno de alta densidade.



➤ **Popularmente classificado em:** Leitoso, Sopro, Baldes e Bacias, Sacolinhas e Matéria.

➤ **Algumas características:**

- baixa densidade (flutua na água);
- temperatura de fusão: 130 - 135 °C;
- superfície lisa e "cerosa".

➤ **Aplicações principais:** tampas, vasilhames e frascos em geral.

➤ **Aplicações gerais:** embalagens para detergentes e óleos automotivos, garrafas para álcool, tampas, potes, utilidades domésticas, tubos para líquidos de gás, filmes, engradados para bebidas, sacolas, garrafeiras, tambores para tintas, baldes, tanques de combustível para veículos automotores, etc.

➤ **Benefícios:** inquebrável, impermeável, rígido, resistente a baixas temperaturas, leve e muita resistência química.

## 1.3 PVC – Policloreto de vinila.

➤ **Popularmente classificado em:** Resina (garrafa de óleo vegetal).



➤ **Algumas características:**

- alta densidade (afunda na água);
- temperatura de fusão: 273 °C.

➤ **Aplicações principais:** tubos rígidos de água e esgoto, tubos flexíveis e cortinas.

➤ **Aplicações gerais:** embalagens para água mineral, óleos comestíveis, sucos, maioneses. Tubulações de água e esgotos, mangueiras, embalagens para remédios, bolsas de sangue, brinquedos, material hospitalar, etc. Tem uma forte presença no setor de construção civil, principalmente em tubos e esquadrias.

➤ **Benefícios:** rígido, transparente, impermeável, altamente resistente à temperatura e inquebrável.

## 1.4 PEBD – Polietileno de baixa densidade e PELBD- Polietileno linear de baixa densidade



➤ **Popularmente classificado em:** Cristal, Cristal Colorido, Stretch, Matéria.

➤ **Algumas características:**

- baixa densidade (flutuam na água);
- temperatura de fusão: 109-125 °C;
- superfície lisa e “cerosa”.

➤ **Aplicações principais:** utensílios domésticos, sacos e frascos flexíveis.

➤ **Aplicações gerais:** sacolas para supermercados e boutiques, filmes para embalar leite e outros alimentos, sacaria industrial, filmes para fraldas descartáveis, bolsa para soro medicinal, sacos de lixo, lonas agrícolas, filmes, etc.

\*O PELBD tem sido muito utilizado em embalagens de gêneros de primeira necessidade, substituindo o PEBD em várias aplicações.

➤ **Benefícios:** flexível, leve, transparente e impermeável.

## 1.5 PP - Polipropileno



Tampas flip-top

➤ **Popularmente classificado em:** Mineral (potes de requeijão), Margarina.

➤ **Algumas características:**

- baixa densidade (flutua na água);
- temperatura de fusão: 160-170 °C;
- filmes quando apertados nas mãos fazem barulho semelhante ao celofane.

➤ **Aplicações principais:** muito utilizado em peças dobradiças, autopeças, frascos e pacotes.

➤ **Aplicações gerais:** filmes para embalagens de alimentos, embalagens industriais, cordas, tubos para água quente, fios de cabos, frascos, caixas de bebidas, autopeças, fibras para tapetes, utilidades domésticas, potes, fraldas e seringas descartáveis.

➤ **Benefícios:** conserva o aroma, inquebrável, transparente, brilhante, rígido e resistente a mudanças de temperatura.

## 1.6 PS - Poliestireno



➤ **Popularmente classificado em:** PS copinho.

➤ **Algumas características:**

- alta densidade (afunda na água);
- baixa resistência química, térmica e mecânica (rígido e quebradiço).
- temperatura de fusão: 235 °C.

➤ **Aplicações principais:** utensílios domésticos rígidos, brinquedos e indústria eletroeletrônica.

➤ **Aplicações gerais:** potes para iogurtes, sorvetes, doces, frascos, pratos, bandejas de supermercados, tampas, aparelhos de barbear descartáveis, brinquedos, aparelhos de som e televisão, copos descartáveis, revestimento interno de geladeiras, etc.

➤ **Benefícios:** impermeável, rígido, leve, transparente e brilhante.

## 1.7 Outros



Neste grupo encontram-se, os seguintes plásticos: ABS/SAN, EVA, PA E PC, entre outros.

➤ **Aplicações gerais:** solados, autopeças, chinelos, pneus, acessórios esportivos e náuticos, plásticos especiais e de engenharia (construção civil) CDs, eletrodomésticos, corpos de computadores, embalagens de vários produtos, etc.

➤ **Benefícios:** flexibilidade, leveza, resistência à abrasão, possibilidade de design diferenciado.



Engrenagens – PA (poliamidas).



ABS (Acrilonitrila-Butadieno-Estireno)

## 1 A. Teste da Maleabilidade

- Este método auxilia na diferenciação entre materiais como o PEBD, que é mais maleável, de outros menos maleáveis como PEAD e PP. Esse teste pode ser realizado apertando ou flexionando o produto.



## 1 B. Teste do Barulho

- Esse método é mais utilizado para a separação de plásticos filmes. Enquanto os plásticos PEAD, PP e celofanes emitem sons característicos do próprio celofane, quando apertados, os filmes de PEBD, PELBD e PVC não emitem este som.



## 2. Separação por Densidade

TIPOS DE PLÁSTICOS	DENSIDADE (g/cm <sup>3</sup> )
PP (polipropileno)	0,90 – 0,91
PEBD (polietileno de baixa densidade)	0,91 – 0,93
PELBD (polietileno linear de baixa densidade)	0,92 – 0,94
PEAD (polietileno de alta densidade)	0,94 – 0,96
PS (poliestireno)	1,04 – 1,08
PVC (poli – cloreto de vinila)	1,22 – 1,30
PET (poli – tereftalato de etileno)	1,22 – 1,40

Quadro 1 – Densidade dos materiais poliméricos.

Fonte: VILHENA; FALSETTI (2013); MANRICH; FRATTINI; ROSALINI (1997).

❖ **Observação:** os materiais com densidade menor que 1,00 g/cm<sup>3</sup> flutuam em água; os materiais com densidade maior que 1,00 g/cm<sup>3</sup> afundam em água.

## 2. Separação por Densidade

### DENSIDADES DE SOLUÇÕES DE ÁLCOOL ETÍLICO OU CLORETO DE CÁLCIO OU CLORETO DE SÓDIO A 20 °C

Etanol (% em peso)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	NaCl (Cloreto de sódio) (% em peso)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O (Cloreto de cálcio) (% em peso)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )
11	0,98	1	1,004	7,5	1,06
24	0,96	2	1,001	12,0	1,10
36	0,94	4	1,025	17,0	1,15
48	0,92	8	1,054	22,0	1,20
58	0,90	12	1,083	28,0	1,25
66	0,88	16	1,114	32,0	1,30
74	0,86	20	1,145	36,0	1,35
82	0,84	24	1,177	40,0	1,40
		26	1,194		

Quadro 2 – Soluções preparadas para a separação de plásticos ainda não separados na água.

Fonte: VILHENA; FALSETTI (2013).



## 2. Separação por Densidade

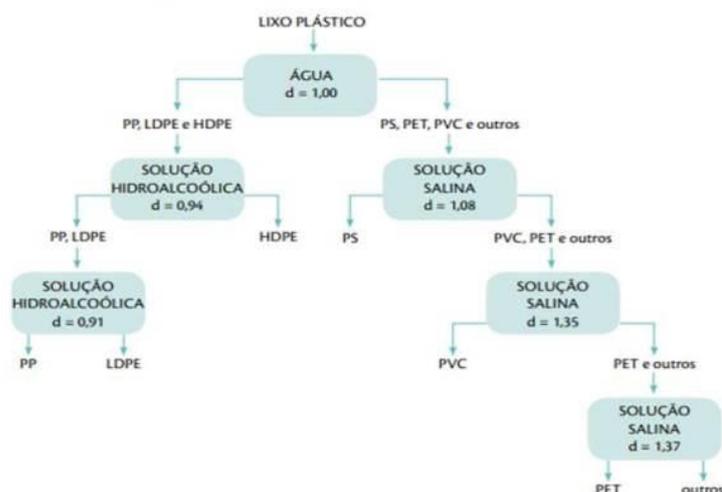


Figura 3 – Exemplo simplificado da separação por densidade (g/cm<sup>3</sup>) de alguns tipos de plásticos.

Fonte: VILHENA; FALSETTI (2013).

### 3. Separação através de Ensaio de Queima:

MATERIAIS	pH DA FUMAÇA	ODOR DA FUMAÇA	COR DA CHAMA	INCENDEIA OU AUTO-EXTINGUÍVEL
PEAD, PEBD, PELBD	Neutro	Vela Queimada	Amarela com Base Azul	Incendeia (queima lenta)
PS	Neutro	Estireno, com muita fuligem	Amarela com Base Azul	Incendeia (queima rápida)
PP	Neutro	Forte odor de Vela Queimada	Amarela com Base Azul	Incendeia (queima lenta)
PVC	Ácido	Acre	Amarela com Base Verde	Auto-extinguível (queima difícil)
PET	Neutro	Adocicado	Amarela	Incendeia (queima razoavelmente rápida)

Quadro 3 – Comportamento de queima dos polímeros para a sua possível identificação. Fonte: VILHENA; FALSETTI (2013); MANRICH; FRATTINI; ROSALINI (1997).

### MATERIAL DE AUXÍLIO PARA A IDENTIFICAÇÃO DE PLÁSTICOS:

EMBALAGENS	MATERIAL MAIS PROVÁVEL*
• GARRAFAS OU FRASCOS	
Refrigerante	PET
Materiais de limpeza e higiene pessoal	PEAD, PP, PVC
Óleo de cozinha	PET, PVC
Água mineral	PET, PP, PVC
Vinagre	PP, PVC
logurte	PEAD, PSAI, PP
• POTES, VASILHAS OU BANDEJAS	
Margarina	PP, PSAI
logurte	PEAD, PP
Doces e bombons	PET, PP, PS, PVC
Copos descartáveis	PP, PSAI, PS

Continuação ...

Continuação ...

EMBALAGENS	MATERIAL MAIS PROVÁVEL*
<b>• TAMPAS</b>	
Refrigerante	PP
Materiais de limpeza e higiene pessoal	PEAD, PP
Óleo de cozinha	PEAD, PP
Vinagre	PEBD
logurte	PSAI, PP
Margarina	PSAI, PP
Água mineral	PEAD, PEBD, PP
Doces e bombons	PEAD, PSAI, PP, OS
<b>• SACOLAS, SAQUINHOS</b>	
Sacolas de supermercado	PEAD, PP
<b>• FILMES**</b>	
Saquinhos de hortifrutigranjeiros	PEAD, PEBD, PEBD/PELBD, PP
Bolachas, biscoitos, salgadinhos	PEBD, PEBD/PELBD, PP

Quadro 4 - Resinas plásticas mais utilizadas na fabricação de algumas embalagens.  
Fonte: MANRICH; FRATTINI; ROSALINI (1997).

\*\*Filme é o termo utilizado para placas plásticas com espessura menor ou igual a 250 µm, normalmente são as sacolas e saquinhos.

## A embalagem plástica:

- Para facilitar a reciclagem devemos observar que a embalagem plástica é constituída por diferentes resinas plásticas, que precisam ser separadas, valorizando assim o processo da reciclagem.



Figura 4 – Tipos de resinas plásticas encontradas no PET.  
Fonte: SEMA (2005).

## Curiosidades:

- De todo o petróleo extraído somente 4% são para a produção dos plásticos.
- Uma das maiores vantagens dos plásticos é que eles são 100% recicláveis.
- Cerca de 280 milhões de toneladas de polímeros são produzidos anualmente em todo mundo (SHEN E WORREL, 2014).

### ➤ Produção mundial de plásticos:

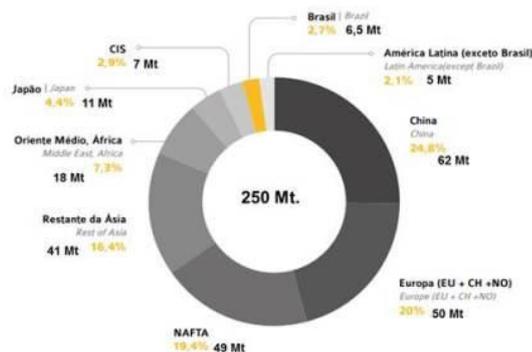


Figura 5 – Produção mundial de plásticos (em percentual e em milhões de toneladas).  
Fonte: ABIPLAST (2014).

## Curiosidades:

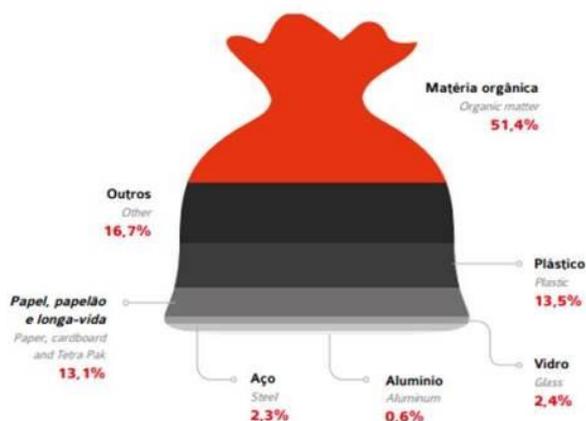


Figura 6 - Principais materiais descartados no Brasil.  
Fonte: ABIPLAST (2014).

- Muitos dos materiais que poderiam ser reciclados no Brasil ainda continuam sendo destinados a aterros e lixões. Deste volume, o plástico representa 13,5%, e é o principal produto reciclável que é enterrado ao invés de ter a destinação correta da reciclagem.

## Curiosidades:

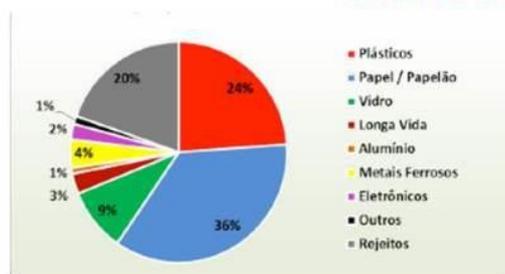


Figura 7 - Composição gravimétrica da coleta seletiva no Brasil.

Fonte: CEMPRE (2014).

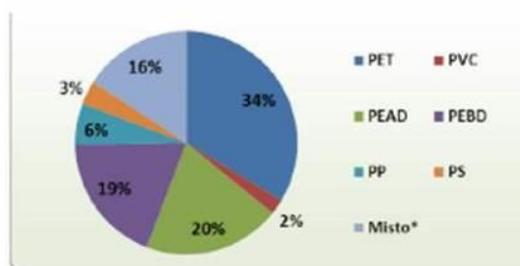


Figura 8 - Perfil dos polímeros da coleta seletiva no Brasil.  
Fonte: CEMPRE (2014).

## Curiosidades:

- A reciclagem de plásticos pós-consumo no Brasil em 2012 foi de 20,9%, um percentual muito positivo em comparação à taxa europeia, que nesse mesmo ano alcançou 25,4%.

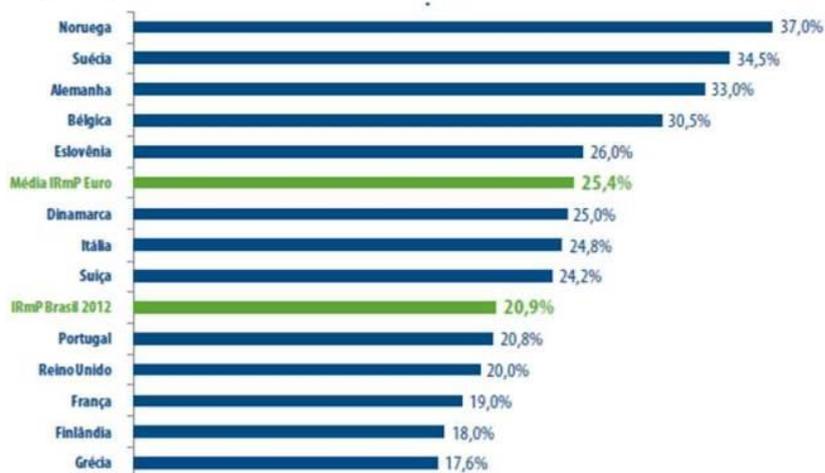


Figura 6 – Índice da reciclagem mecânica do plástico pós-consumo.  
Fonte: PLASTIVIDA (2012).

## Referências Bibliográficas:

AL-SALEM, S. M., LETTIERI, P., BAEYENS, J. Recycling and Recovery Routes of Plastic Solid Waste (PSW): A Review, **Waste Management**, n. 29, p. 2625- 2643, 2009.

ABIPLAST. Associação Brasileira da Indústria do Plástico. **Os Plásticos**. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/site/os-plasticos>>. Acesso em: 10 de mar. 2015.

ABIPLAST. Associação Brasileira da Indústria do Plástico. **Estatísticas**. 2014. Disponível em: <[http://arquivos.sindicatodaindustria.com.br/app/cni\\_sindicatos/2011/01/10/123/20140805093306863509i.pdf](http://arquivos.sindicatodaindustria.com.br/app/cni_sindicatos/2011/01/10/123/20140805093306863509i.pdf)>. Acesso em: 10 de abr. 2015.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13230: Embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis: Identificação e simbologia, SÃO PAULO, 2008.

CEMPRE. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. **CICLOSOFT**. CEMPRE, São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclossoft/id/2>>. Acesso em: 18 de mai. 2015.

CEMPRE. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. **Ficha Técnica**. CEMPRE, São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica/id/4/plasticos>>. Acesso em: 29 de abr. 2015.

MANRICH. S.; FRATTINI. G.; ROSALINI. A. C. **Identificação de polímeros: uma ferramenta para a reciclagem**. São Carlos: EDUFSCar, 1997. 49 p.

## Referências Bibliográficas:

PLASTIVIDA - Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos. **Os plásticos: Como reconhecer**. 2009. Disponível em: <[http://www.plastivida.org.br/2009/Plasticos\\_ComoReconhecer.aspx](http://www.plastivida.org.br/2009/Plasticos_ComoReconhecer.aspx)>. Acesso em: 15 de mar. 2015.

PLASTIVIDA - Instituto Sócio-Ambiental dos Plásticos. 2012. **Reciclagem: Índices da Reciclagem Mecânica dos Plásticos (IRMP)**. Disponível em: [http://www.plastivida.org.br/2009/pdfs/IRMP/Apresentacao\\_IRMP\\_2012.pdf](http://www.plastivida.org.br/2009/pdfs/IRMP/Apresentacao_IRMP_2012.pdf). Acesso em: 7 de abr. 2015

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná. Programa Desperdício Zero: plásticos. 2005. Disponível em: [http://www.planetarecicla.com.br/desperdicio\\_zero/kit\\_res\\_1\\_plastico.pdf](http://www.planetarecicla.com.br/desperdicio_zero/kit_res_1_plastico.pdf). Acesso em: 10 de mar. 2015.

SHEN, L.; WORREL, E. Plastic Recycling. In: REUTER, M.; WORREL, E. **Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists**. The Netherlands: Elsevier, 2014. p. 179-190.

VILHENA, A.; FALSETTI, S. **Guia da coleta seletiva de lixo**. São Paulo: CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem, 2013. Disponível em: [https://s3.amazonaws.com/ativ/guia\\_col\\_seletiva2014\\_web.pdf](https://s3.amazonaws.com/ativ/guia_col_seletiva2014_web.pdf). Acesso em: 7 de abr. 2015.

## APÊNDICE C – RESULTADOS DA ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO POR TRANSFORMADA DE FOURIER

Figura C1 – FTIR Iogurte.

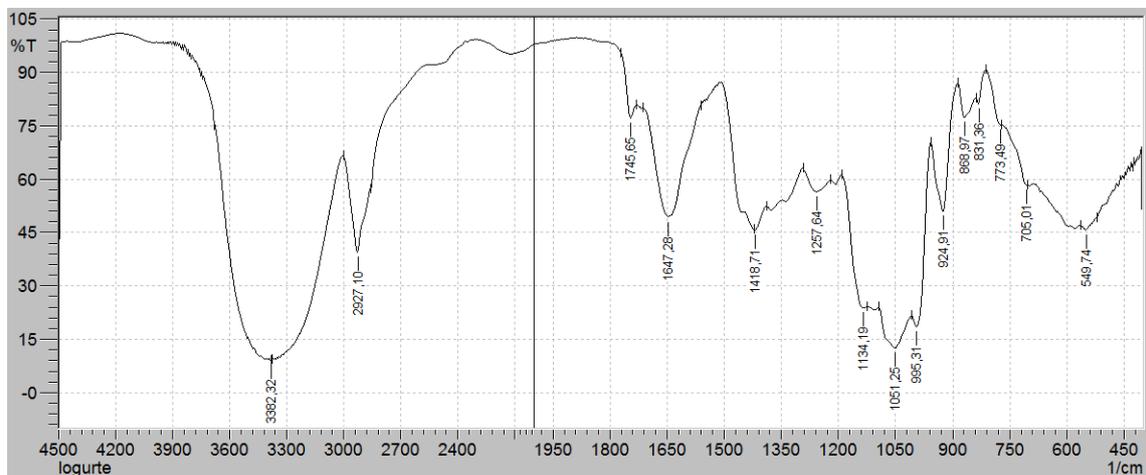


Figura C2 – FTIR Margarina.

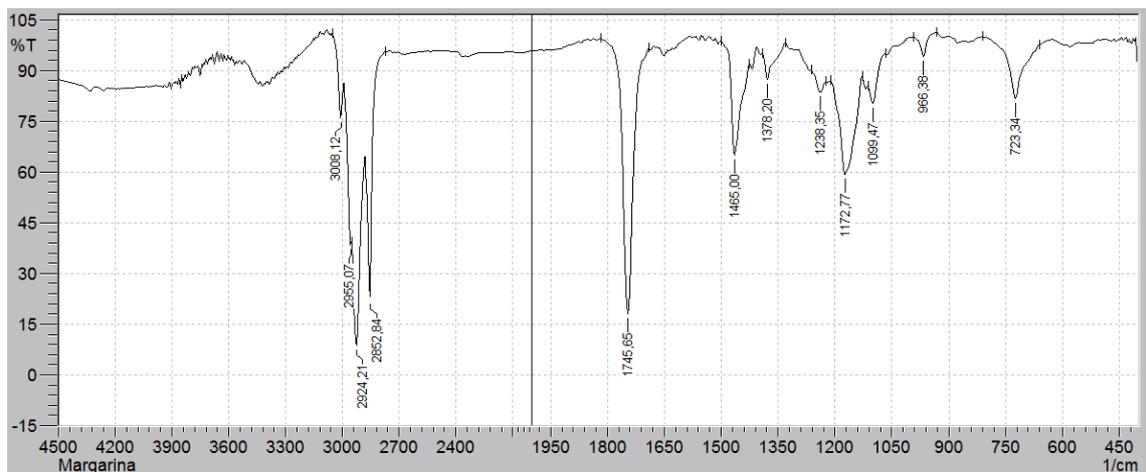


Figura C3 – FTIR Ácido Sulfônico.

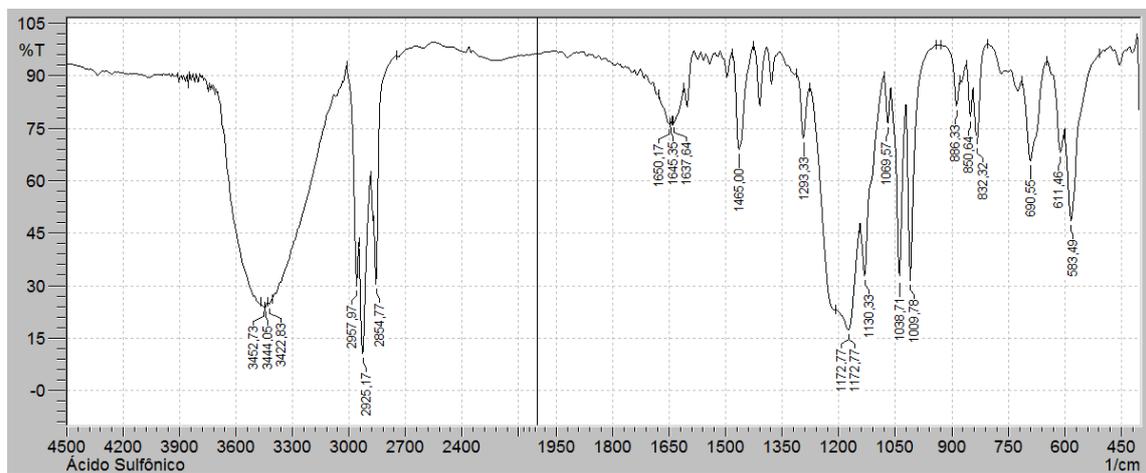


Figura C4 – FTIR Lauril Éter Sulfato de Sódio.

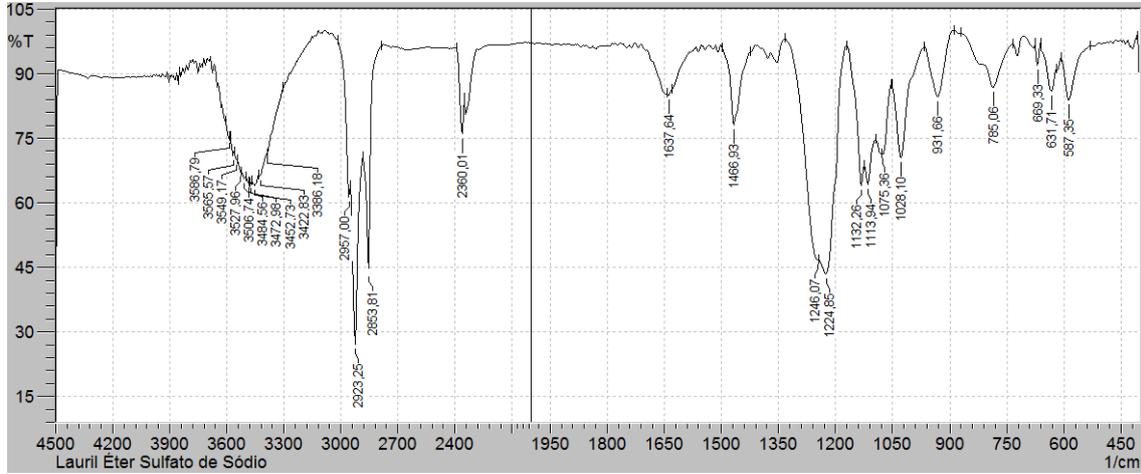


Figura C5 – FTIR Hidróxido de Sódio.

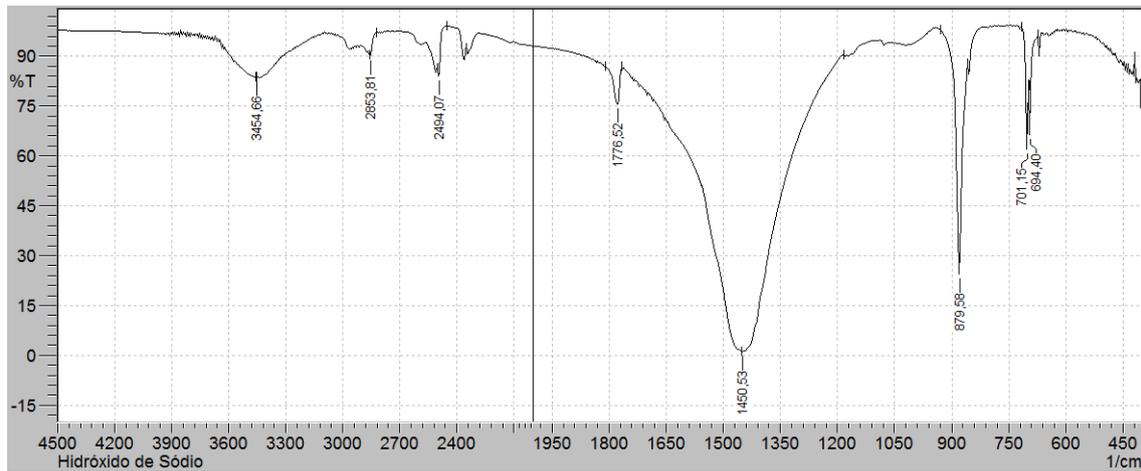


Figura C6 – FTIR Sulfato de Alumínio.

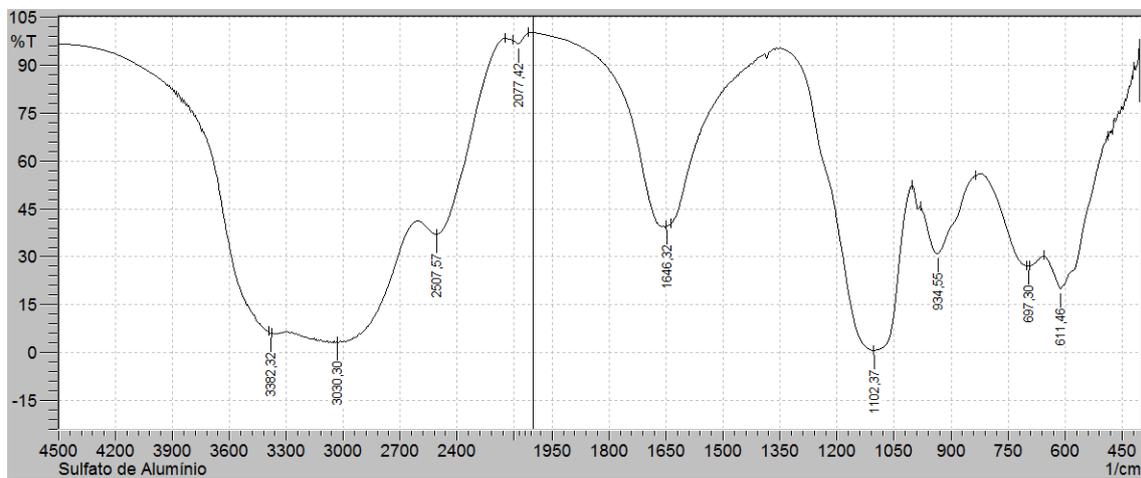


Figura C7 – FTIR Efluente Bruto.

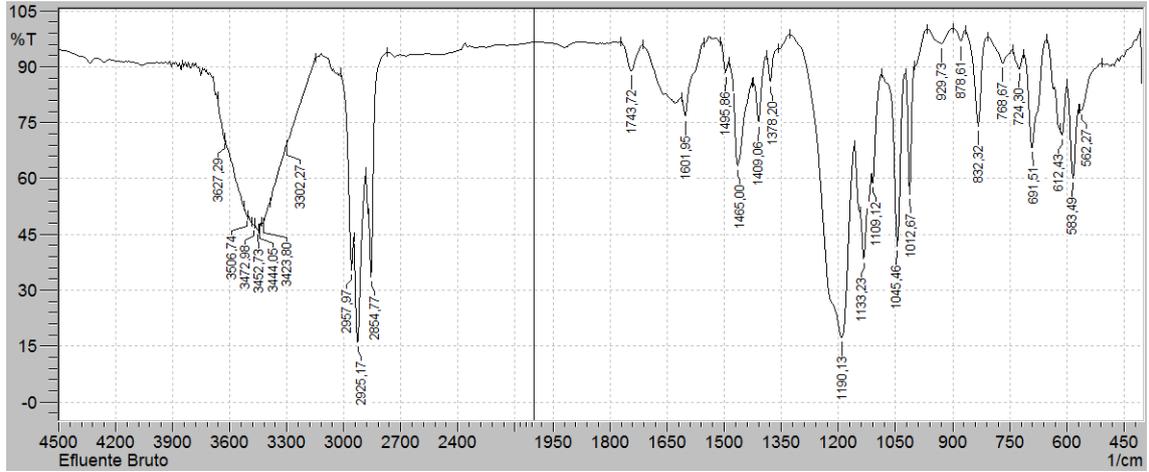


Figura C8 – FTIR Efluente Tratado.

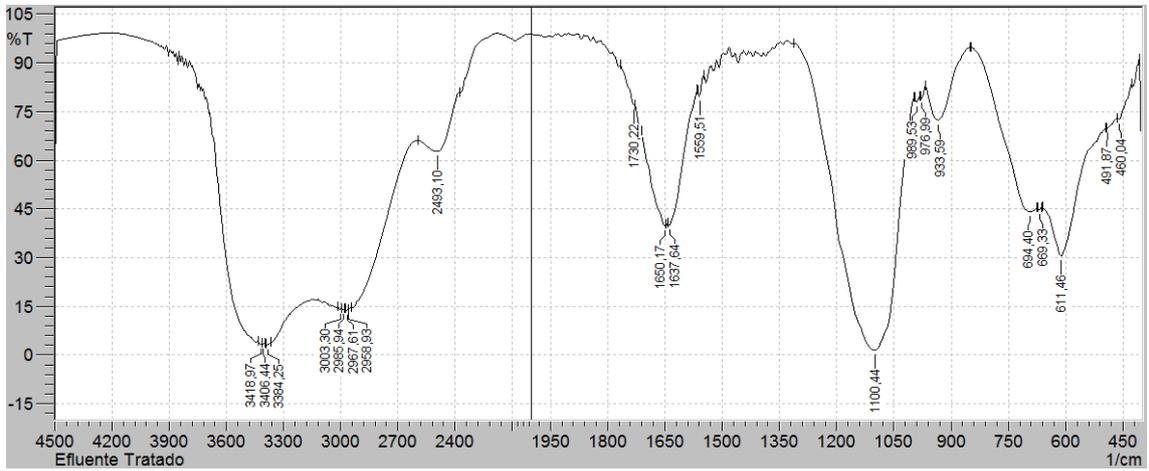


Figura C9 – FTIR Lodo Residual.

