



**UNIVERSIDAD
DE GRANADA**

UNIVERSIDAD DE GRANADA



DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA

**RECICLADO MECÁNICO DEL MATERIAL PLÁSTICO
PROCEDENTE DE LA FRACCIÓN RESTO DE LAS PLANTAS DE
TRATAMIENTO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Tesis Doctoral

Doctorando: **José Manuel Soto Medina**

Directoras: **Mónica Calero de Hoces y M^a Ángeles Martín Lara**

Programa de Doctorado en Química

Septiembre 2021

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: José Manuel Soto Medina
ISBN: 978-84-1117-217-2
URI: <http://hdl.handle.net/10481/72461>

A mi mujer y mis hijas

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis tutoras Mónica Calero de Hoces y M^a Ángeles Martín Lara, quienes con sus conocimientos y apoyo me han guiado a través de esta etapa maravillosa, ayudándome a alcanzar este reto. No solo agradecer desde el punto de vista académico, sino también desde el punto personal, ya que me han hecho sentir parte de una pequeña familia científica.

Quiero agradecer la colaboración en las pruebas realizadas en las empresas Starlinger, Plasmaq, Herbold y Vadias.

Agradecer también a cada miembro del gran equipo de investigación RNM-152 'Concentración de sólidos y biorrecuperación', del Departamento de Ingeniería Química, por ayudarme en todo lo referente a la investigación y por hacer cada día de trabajo un día especial, y por supuesto por hacerme este camino fácil y divertido. Especial mención para Verónica Godoy Calero.

Gracias a mi mujer y a mis tres hijas, por ser las principales promotoras de mis sueños. Gracias a ellas por cada día confiar en mí y en mis expectativas, por no separarse nunca de mi lado. Mis logros son los suyos.

A mis padres y mis hermanos por acompañarme siempre en este camino que es la vida.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS.....	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	XIII
ÍNDICE DE TABLAS	XIX
RESUMEN.....	23
JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	37
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	43
1.1. Situación actual de la producción y uso de materiales plásticos.....	43
1.2. Características y aplicaciones de los materiales plásticos	48
1.3. Plásticos post-consumo. Plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos	65
1.4. Normativa y legislación.....	70
1.4.1. Normativa europea	70
1.4.2. Normativa nacional.....	79
1.4.3. Normativa autonómica.....	85
1.5. Los materiales plásticos y el medio ambiente	87
1.6. Referencias	98
CAPÍTULO 2. CUANTIFICACIÓN, IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL PLÁSTICO TIPO FILM CONTENIDO EN LA FRACCIÓN ORGÁNICO-RESTO DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS	105
2.1. Introducción.....	105
2.2. Materiales y métodos.....	107
2.2.1 Caracterización de bolsas de plástico comerciales de un solo uso.....	107
2.2.2. Identificación de los polímeros presentes en la fracción de plástico tipo film procedente de las plantas R.S.U.	113
2.2.3. Caracterización de la fracción de film de polietileno	114
2.3. Resultados y discusión	116
2.3.1. Estudio de mercado de las bolsas de un solo uso comerciales	116

2.3.2. Identificación de los polímeros presentes en la fracción de plástico tipo film procedente de las plantas R.S.U.	131
2.3.3. Caracterización de la fracción de film de polietileno	132
2.4. Conclusiones	137
2.5. Referencias	138
CAPÍTULO 3. OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE LAVADO DEL FILM DE POLIETILENO CONTENIDO EN LA FRACCIÓN ORGÁNICO-RESTO DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS PARA SU RECICLADO MECÁNICO	
3.1. Introducción.....	143
3.2. Materiales y métodos.....	144
3.2.1. Materiales	144
3.2.2. Métodos	145
3.3. Resultados y discusión	151
3.3.1. Ensayos de lavado con agua en tres condiciones: temperatura ambiente, 60°C y 60°C con NaOH.....	151
3.3.2. Ensayos de lavado con agua recirculada	155
3.3.3. Ensayos de lavado con agua recirculada y secado previo.....	157
3.3.4. Ensayos de lavado con y sin secado previo. Efecto del tratamiento físico-químico del agua de lavado	158
3.4. Conclusiones	163
3.5. Referencias	164
CAPÍTULO 4. PRUEBAS INDUSTRIALES	
4.1. Introducción.....	169
4.2. Estudio de los procesos de lavado a escala industrial	170
4.2.1 Planta de Plasmaq, Portugal	170
4.2.2. Planta de Vadias Ltd, Bulgaria	177
4.2.3. Planta de Herbold, Alemania	180
4.3. Análisis del producto final: granza y film de polietileno reciclado	187

4.3.1. Pruebas realizadas en el laboratorio de la UGR.....	188
4.3.2. Pruebas de extrusión y filmado llevadas a cabo en empresas y en centros tecnológicos.....	196
4.4. Evaluación de la situación actual del reciclado de residuos plásticos tipo film post-consumo.....	204
4.4.1. Mercado potencial de los productos obtenidos a partir del reciclado mecánico del plástico post-consumo doméstico tipo film	205
4.4.2. Ejemplos industriales de reciclado mecánico de plástico film post-consumo..	207
4.4.3. Desafíos específicos para optimizar el reciclado del plástico post-consumo doméstico tipo film	212
4.4.4. La relevancia del reciclado químico en el contexto de la industria del reciclaje del plástico film post-consumo.....	217
4.5. Conclusiones	218
4.6. Referencias	219
CONCLUSIONES.....	225

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Producción anual de plástico en el mundo para el período 1950-2018. Fuente: <i>PlasticsEurope</i> , (2018).	43
Figura 1.2. Principales países y zonas productoras de plástico en el mundo. Fuente: <i>PlasticsEurope</i> , (2018).	44
Figura 1.3. Evolución de la producción europea de plásticos. Fuente: <i>PlasticsEurope</i> , (2018).	45
Figura 1.4. Evolución de la producción española de plásticos. Fuentes: <i>Barres</i> , (2007); <i>CESCE</i> , (2016); <i>Cicloagro</i> ; 2004; <i>Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM)</i> , (2010).	45
Figura 1.5. Distribución de empresas fabricantes de plástico en España. Fuente: Modificado de <i>Directorio Central de Empresas (DIRCE)</i> , (2015).	46
Figura 1.6. Demanda de materiales plásticos en el mundo (izquierda) y demanda de plásticos termoplásticos por tipo de polímero (derecha). Fuente: <i>PlasticsEurope</i> , (2018).	47
Figura 1.7. Uso mundial de polímeros por sectores. Fuente: <i>PlasticsEurope</i> , (2018).	47
Figura 1.8. Uso de plásticos por sectores en Europa y en España. Fuente: <i>Cicloplast y Anarpla</i> , (2017); <i>PlasticsEurope</i> , (2018).	48
Figura 1.9. Estructura de un polímero de homocadena (A) y heterocadena (B). Fuente: <i>Ribes et al.</i> , (2008).	51
Figura 1.10. Estructura de un polímero lineal (A), ramificado (B) y entrecruzado (C). Fuente: <i>Hermida</i> , (2011).	52
Figura 1.11. Estructura de un polímero homopolímero. Fuente: <i>Ribes et al.</i> , (2008).	52
Figura 1.12. Distribución de monómeros diferentes en un copolímero estadístico (A), alternado (B), en bloque (C) y en injerto (D). Fuente: <i>Ribes et al.</i> , (2008).	53
Figura 1.13. Clasificación de los termoplásticos más fáciles de reciclar según el Código de Identificación de Plásticos. Fuente: <i>Greenpeace</i> (2017).	54
Figura 1.14. Estructura química del PET. Fuente: <i>Cequeira et al.</i> , (2015).	55
Figura 1.15. Principales sectores de aplicación del PET. Fuente: <i>ANEP-PET</i> (2016).	56
Figura 1.16. Estructura química del HDPE. Fuente: <i>Tecnología de los plásticos</i> , (2012).	56
Figura 1.17. Estructura química del LDPE. Fuente: <i>Centre for Industry Education Collaboration (CIEC)</i> , (2017).	58
Figura 1.18. Principales sectores de aplicación del LDPE. Fuente: <i>CIEC</i> , (2017).	59
Figura 1.19. Estructura química del PVC. Fuente: <i>Fenichell</i> , (1996).	59
Figura 1.20. Principales sectores de aplicación del PVC. Fuente: <i>IHS Chemical</i> , (2015).	61
Figura 1.21. Estructura química del PP homopolímero. Fuente: <i>Maddah</i> , (2016).	61

Figura 1.22. Principales sectores de aplicación del PP. Fuente: GlobalData, (2014).	62
Figura 1.23. Estructura química del PS. Fuente: Modificada de Mbulu, (2008).	63
Figura 1.24. Principales sectores de aplicación del PS. Fuente: Statista, (2014).	64
Figura 1.25. Entrada a la Ecocentral Granada.	66
Figura 1.26. Foso y pulpo electrohidráulico.	67
Figura 1.27. Diferentes etapas del pretratamiento mecánico.	69
Figura 1.28. Balas de material recuperado.	69
Figura 1.29. Fases del modelo de Economía Circular para la UE. Fuente: Parlamento Europeo, 2015.	76
Figura 1.30. Principales GEI emitidos a la atmósfera y sectores que más emiten. Fuente: IPCC (2014).	88
Figura 1.31. Emisiones globales de carbono procedente de los combustibles fósiles en el período 1900-2014. Fuente: Boden et al., (2017).	89
Figura 1.32. Pronóstico de crecimiento en la producción de plásticos, aumento en el consumo de petróleo y aumento en las emisiones de GEI para 2050. Fuente: World Economic Forum (2016).	90
Figura 1.33. Porcentajes globales estimados de residuos plásticos reciclados, incinerados y depositados en vertedero. Fuente: Geyer et al., (2017).	91
Figura 1.34. Cantidad de basura vertida por los países del mundo en 2010. Fuente: Jambeck et al., (2015).	93
Figura 1.35. Composición de la basura marina a nivel mundial. Fuente: OSPAR Commission, (2015).	94
Figura 1.36. Tiempo de descomposición de algunos residuos en el mar. Fuente: Greenpeace, (2017).	94
Figura 1.37. Top ten de artículos presentes en la basura marina. Fuentes: UNEP (2016).	95
Figura 1.38. Ejemplos de contaminación en playas y ambientes acuáticos.	97
Figura 2.1. Esquema del pre-tratamiento mecánico realizado en el interior de la Ecocentral (Granada).	106
Figura 2.2. Tipología de bolsas analizadas.	108
Figura 2.3. Báscula Adventurer Pro.	110
Figura 2.4. Micrómetro Baxlo Precision (izquierda) y densímetro Mettler (centro y derecha).	111
Figura 2.5. Espectrofotómetro Perkin Elmer.	112
Figura 2.6. Balanza termogravimétrica Perkin Elmer.	113
Figura 2.7. Porcentaje de cada tipo en las bolsas analizadas.	117

Figura 2.8. Ejemplo de las dimensiones obtenidas para cada tipo de bolsa. A) Bolsa camiseta; B) Bolsa troquelada; C) Bolsa con asas.	118
Figura 2.9. A) Espectro infrarrojo de una bolsa de HDPE. B) Espectro infrarrojo de una bolsa de LDPE.....	120
Figura 2.10. A) DSC de una bolsa de HDPE; B) DSC de una bolsa de LDPE; C) DSC de una bolsa con mezcla de ambos.....	124
Figura 2.11. Porcentaje de bolsas fabricadas con cada tipo de material en el muestrario analizado.	125
Figura 2.12. Dimensiones de las bolsas de basura: A) Bolsas domésticas; B) Bolsas industriales.	126
Figura 2.13. Porcentaje de bolsas elaboradas con material reciclado o no reciclado en el muestrario elegido.....	126
Figura 2.14. Espectros infrarrojos obtenidos para: A) bolsa de basura de HDPE; B) bolsa de basura mezcla.....	128
Figura 2.15. A) DSC de una bolsa de basura fabricada con HDPE; B) Bolsa de basura fabricada con mezcla de polietileno.....	130
Figura 2.16. Distribución porcentual de bolsas de basura fabricadas con HDPE o con mezcla de polietileno.	131
Figura 2.17. Caracterización mensual del film procedente del rechazo de la fracción orgánico-resto.	132
Figura 2.18. Caracterización mensual de la fracción PE.	133
Figura 2.19. DSC de A) HDPE, B) LDPE, C) Una mezcla de ambos.....	134
Figura 2.20. Fotografías del plástico antes del lavado (izquierda) y después del lavado a temperatura ambiente (derecha).....	134
Figura 2.21. Fotografías del plástico antes del lavado (izquierda) y después del lavado a 60°C (derecha).....	134
Figura 2.22. Fotografías del plástico antes del lavado (izquierda) y después del lavado a 60°C+NaOH (derecha).....	135
Figura 2.23. Porcentajes de humedad de las distintas muestras del búnker.	136
Figura 2.24. Pérdida de suciedad a lo largo de tiempo para muestras del búnker a la intemperie.	137
Figura 3.1. Esquema de los diferentes ensayos realizados al material.	145
Figura 3.2. Lavados realizados con recirculación del agua tratada y con diferentes proporciones de agua tratada/agua fresca.	148
Figura 3.3. Diagrama de flujo del proceso de lavado con agua recirculada sin secado previo.	155
Figura 3.4. Diagrama de flujo del proceso de lavado con agua recirculada con secado previo.	157

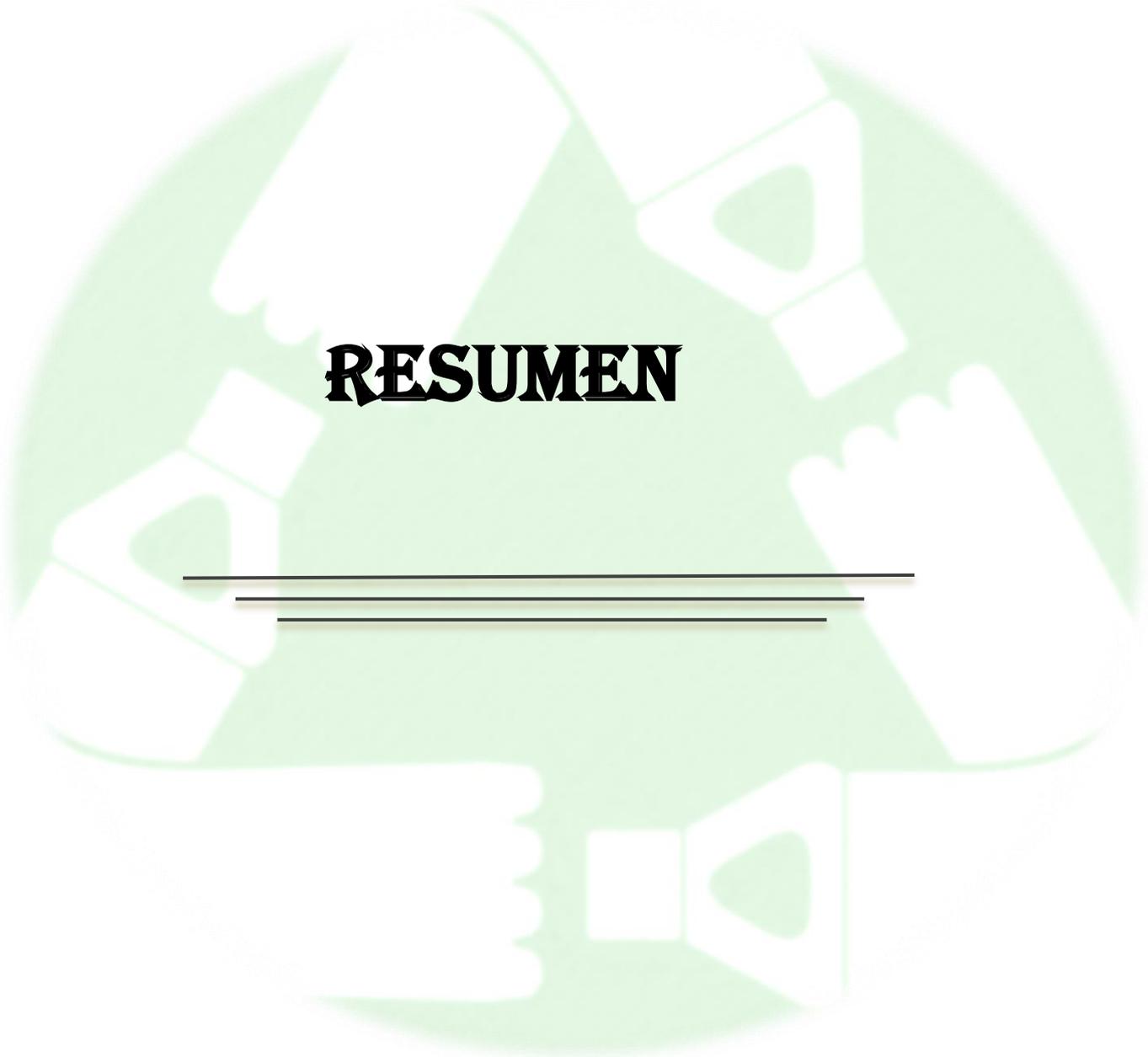
Figura 3.5. Diagrama de flujo del proceso de lavado con agua recirculada, secado previo y tratamiento físico-químico del agua de lavado.	160
Figura 3.6. Modificación de la DQO y de la conductividad en función del nº de lavados y distintas relaciones agua recirculada/agua fresca.	162
Figura 4.1. Muestras de plástico tras el lavado en el laboratorio de las muestras P-1, P-2 y P-3.	171
Figura 4.2. Sólidos disueltos en el agua de lavado del laboratorio de las muestras P-1, P-2 y P-3.	171
Figura 4.3. Sólidos totales en el agua de lavado del laboratorio de las muestras P-1, P-2 y P-3.	172
Figura 4.4. Experimento de flotación en agua con la muestra P-1.	173
Figura 4.5. Ensayo de flotación con la muestra P-1 en una disolución etanol-agua.	174
Figura 4.6. Agua original del proceso de lavado (A) y agua obtenida tras el proceso de filtración (B) en la planta de Portugal.	175
Figura 4.7. A) Muestra B-1 seca; B) Muestra B-2 seca; C) Muestra B-3 seca; D) Muestra B-3 seca tras el proceso de lavado en laboratorio.	178
Figura 4.8. Muestra A-1 sin secar (izquierda) y seca (derecha).	181
Figura 4.9. Muestra A-2 sin secar (izquierda) y seca (derecha).	181
Figura 4.10. Muestra A-3 sin secar (izquierda) y seca (derecha).	182
Figura 4.11. Muestra A-3 limpia y seca tras el proceso de lavado en el laboratorio.	182
Figura 4.12. Sólidos totales y sólidos disueltos del agua del hidrociclón.	183
Figura 4.13. Sólidos totales y sólidos disueltos del agua de desagüe.	183
Figura 4.14. Plásticos separados por densidad con una disolución etanol-agua, de la muestra A-3.	185
Figura 4.15. Material no magnético (izquierda) y material magnético (derecha).	186
Figura 4.16. Granza obtenida en la planta de Bulgaria.	188
Figura 4.17. A) Espectro IR de la muestra de granza; B) Espectro IR del residuo de la granza.	189
Figura 4.18. DSC de las muestras de granza.	190
Figura 4.19. Granza de Starlinger.	190
Figura 4.20. A) Espectro IR de la granza; B) Espectro IR del residuo de la granza.	191
Figura 4.21. DSC de la muestra de granza de Starlinger.	192
Figura 4.22. Film procedente de Alemania.	192
Figura 4.23. Imágenes SEM y microanálisis de las muestras de film procedente de Alemania.	196
Figura 4.24. Film de Starlinger a partir de escamas de PlasmaQ.	197
Figura 4.25. Curva DSC de la muestra, espectro IR de la muestra y espectro IR del residuo de calcinación.	199

<i>Figura 4.26. Globo de film obtenido en el proceso de soplado.</i>	200
<i>Figura 4.27. Film de TCKT a partir de granza de la planta de Vadias.....</i>	201
<i>Figura 4.28. Imagen del film obtenida mediante microscopía.....</i>	202
<i>Figura 4.29. Granza de Starlinger obtenida a partir de escamas de Herbold.</i>	203
<i>Figura 4.30. Muestras de film obtenidas en los laboratorios de Rolbatch.....</i>	204

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1.1. Principales medidas y objetivos propuestos por la Comisión Europea sobre los residuos. Fuente: Directiva 2018/851/CE.</i>	72
<i>Tabla 1.2. Objetivos para la reducción de residuos municipales. Fuente: Directiva 2018/852/CE.</i>	73
<i>Tabla 1.3. Objetivos propuestos para la reducción y reciclado de residuos de envases en España. Fuente: PEMAR 2016-2022.</i>	81
<i>Tabla 1.4. Objetivos propuestos para el reciclado de residuos y la reducción del consumo de bolsas de un solo uso. Fuente: Ley 22/2011.</i>	82
<i>Tabla 1.5. Objetivos recientes para la reducción de los residuos de envases. Fuente: Real Decreto 252/2006.</i>	83
<i>Tabla 1.6. Objetivos propuestos para la gestión de residuos de envases. Fuente: Ley 11/1997.</i>	85
<i>Tabla 1.7. Medidas y objetivos propuestos para reducir y reutilizar los residuos en Andalucía. Fuente: Decreto 73/2012.</i>	87
<i>Tabla 2.1. Plantilla para la toma de datos de una bolsa tipo camiseta.</i>	109
<i>Tabla 2.2. Temperaturas de fusión para diferentes polímeros.</i>	115
<i>Tabla 2.3. Rango de densidades obtenido para cada material en las bolsas de un solo uso.</i>	119
<i>Tabla 2.4. Frecuencia y grupo funcional de los picos correspondientes a un espectro IR de HDPE puro. Fuente: Rodríguez-Bruceta et al., (2014); Smith, (1999).</i>	120
<i>Tabla 2.5. Frecuencia y grupo funcional de los picos correspondientes a un espectro IR de LDPE puro. Fuente: Kochetov et al., (2017); Smith, (1999).</i>	121
<i>Tabla 2.6. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de una bolsa de HDPE.</i>	122
<i>Tabla 2.7. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de una bolsa de LDPE.</i>	122
<i>Tabla 2.8. Rango de densidades calculado para las bolsas de basura.</i>	127
<i>Tabla 2.9. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de HDPE.</i>	129
<i>Tabla 2.10. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de bolsa mezcla.</i>	129
<i>Tabla 2.11. Humedad media de las muestras por mes.</i>	135
<i>Tabla 2.12. Pérdida de "suciedad" media de las muestras por mes.</i>	137
<i>Tabla 3.1. Análisis del agua bruta del lavado a Tª ambiente, 60°C y 60°C con NaOH.</i>	152
<i>Tabla 3.2. Análisis del agua clarificada del lavado a Tª ambiente 60°C y 60°C con NaOH.</i>	152
<i>Tabla 3.3. Análisis de elementos minoritarios del agua bruta del lavado a Tª ambiente y a 60°C.</i>	154
<i>Tabla 3.4. Valores de los parámetros medidos al agua residual tras los lavados con agua recirculada y sin secado previo del material.</i>	156
<i>Tabla 3.5. Valores de los parámetros medidos al agua residual tras los lavados con agua recirculada y con un secado previo del material realizado a 60°C.</i>	158

Tabla 3.6. Análisis del agua de lavado sin usar tratamiento físico-químico.	159
Tabla 3.7. Efecto de la dosis de reactivos en el análisis del agua de lavado.	159
Tabla 3.8. Tabla comparativa de parámetros medidos al agua residual de lavado en ensayos sin y con secado previo después de tres ciclos de lavado para diferentes proporciones agua fresca/agua recirculada.	161
Tabla 4.1. Parámetros medidos a los plásticos tras el lavado en el laboratorio y el agua de lavado.	172
Tabla 4.2. Datos de la separación de LDPE y HDPE por flotación.	174
Tabla 4.3. Parámetros medidos al agua residual procedente de Portugal.	176
Tabla 4.4. Lugar de procedencia de las muestras recibidas.	177
Tabla 4.5. Porcentajes de humedad de las muestras de plástico.	178
Tabla 4.6. Datos de la separación de LDPE y HDPE por flotación.	179
Tabla 4.7. Lugar de procedencia y destino de los lotes recibidos, y fecha en la que fueron entregados.	180
Tabla 4.8. Porcentajes de humedad de las muestras de plástico.	181
Tabla 4.9. Parámetros medidos a la muestra de agua del desagüe y a la muestra de agua del hidrociclón.	184
Tabla 4.10. Análisis de elementos minoritarios del agua de desagüe.	184
Tabla 4.11. Análisis minoritarios del agua del hidrociclón.	185
Tabla 4.12. Datos de la separación de LDPE y HDPE por flotación.	186
Tabla 4.13. Cantidad de material magnético y no magnético.	187
Tabla 4.14. Origen de las muestras recibidas y pruebas realizadas.	187
Tabla 4.15. Resultados de los ensayos de tracción.	199
Tabla 4.16. Resultados de los ensayos de tracción de material reciclado y mezclado con granza virgen.	201
Tabla 4.17. Uso de polietileno reciclado en productos de PE tipo film/película. Fuente: Eunomia Market Expert, 2018.	206
Tabla 4.18. Ejemplos de casos de éxito en el reciclaje mecánico de plástico tipo film post-consumo.	207
Tabla 4.19. Áreas clave de investigación, desarrollo e innovación en el reciclado mecánico de PE flexible tipo film.	213



RESUMEN

RESUMEN

El plástico se ha convertido en un recurso indispensable en la sociedad gracias a su versatilidad y aplicabilidad en innumerables productos, muchos de ellos de uso cotidiano, en sectores tan diversos como transporte, textil, sanitario, agricultura, construcción o alimentación.

Particularmente, desde la introducción del envasado de alimentos, la industria del plástico para alimentación ha crecido enormemente, en especial con el uso de polímeros termoplásticos como polietileno de alta y baja densidad, polipropileno, polietileno tereftalato, policloruro de vinilo o poliestireno. Muchos de estos plásticos, acaban su vida útil formando parte de los residuos sólidos urbanos y constituyendo lo que se conoce como “residuos plásticos post-consumo”.

El depósito en vertedero sigue siendo la vía predominante de eliminación de los residuos plásticos en muchos países de la Unión Europea, especialmente en el Sur y Este de Europa. Los peligros que suponen estos residuos plásticos para el medio ambiente, podrían ser significativamente reducidos con una legislación que garantizara el uso adecuado de los materiales plásticos y una correcta gestión una vez finalizada su vida útil. La reducción drástica de la presencia de residuos plásticos en el medio ambiente requiere de esfuerzos conjuntos de todos los países a lo largo de tres ejes: mejorar la infraestructura para el tratamiento y reciclado en los países con poca recuperación, aumentar el atractivo económico de mantener los materiales en el sistema productivo y reducir el impacto negativo de los materiales plásticos.

Para afrontar esta problemática ambiental, el derroche de materias primas y la lucha contra el cambio climático, la Unión Europea ha puesto en marcha diversas medidas, entre las que se encuentran: la aprobación por parte de la Unión Europea de la Primera Estrategia Europea sobre Plásticos en enero de 2018 como parte de la transición hacia la economía circular, con la que se le pretende dar un impulso al cambio de modelo actual de economía lineal, fomentando la prevención, reutilización y reciclado de residuos; el Libro Verde sobre una

estrategia europea frente a los residuos de plásticos en el medio ambiente; la Directiva (UE) 2015/720 sobre la reducción del uso de bolsas de plástico ligeras, que modifica la Directiva de envases 94/62/CE.

En este sentido, cabe destacar actuaciones específicas como la restricción y regulación del uso de bolsas de plástico o la prohibición de venta de productos de plásticos de un solo uso recientemente aprobada.

No obstante, a pesar de todos estos esfuerzos, la presencia de residuos plásticos en el medio, sigue siendo hoy día una de las principales amenazas medioambientales a las que se enfrenta la sociedad moderna. El reciclado del plástico en sus diferentes formas (mecánica, química y energética) está considerado como una alternativa para paliar estos problemas. En particular, el reciclado mecánico de plástico post-consumo, puede ser una propuesta económicamente viable, a pesar de que la naturaleza de estos materiales en cuanto a heterogeneidad y especialmente a la contaminación que los acompaña, principalmente de carácter orgánico, hacen que este proceso de reciclado pueda ser complejo y presente algunos inconvenientes que es necesario tener en cuenta.

En esta Tesis Doctoral pretende avanzar en el conocimiento sobre el reciclado de residuos plásticos post-consumo, particularmente en el reciclado de film de polietileno, uno de los polímeros que se encuentran más frecuentemente en este tipo de residuos ya que forman parte de la mayoría de los envases alimentarios, bolsas, film para embalar, etc., que finalmente acaban depositados junto al resto de residuos sólidos urbanos.

En este sentido, una de las principales novedades de esta Tesis Doctoral radica en el material objeto de estudio, pues se trata de plástico residual tipo film que es heterogéneo en tamaño, forma y composición. Además, es un material que se encuentra altamente contaminado por materia orgánica y otros acompañantes no plásticos y que presenta cierto grado de humedad, lo que dificulta especialmente su posibilidad de reciclar.

Por ello, el objetivo general de esta Tesis Doctoral es poder contribuir a demostrar la viabilidad económica y reciclabilidad de este flujo de plástico

contenido en la fracción orgánico-resto de los residuos domiciliarios, lo que ayudaría a disminuir la contaminación ambiental, a limitar la utilización de materias primas y a luchar contra el cambio climático, a la vez que reconoce el potencial del plástico como un recurso valioso.

Para conseguir este objetivo general, la Tesis se ha desarrollado en tres capítulos diferenciados, que constituyen etapas fundamentales en el proceso de reciclado mecánico.

El primer capítulo está centrado en la cuantificación, identificación y caracterización del plástico tipo film contenido en la fracción orgánico-resto de los residuos domiciliarios, como primer paso para estudiar su posible reciclado mecánico para la obtención de una granza reciclada que pueda ser incorporada de nuevo al proceso de fabricación de film. Además, el capítulo ha incluido un amplio estudio de mercado sobre las bolsas comerciales de un solo uso y bolsas de basura que serían, finalmente, las que constituirían el principal material de partida de este trabajo.

Por tanto, en este capítulo se ha realizado en primer lugar un amplio estudio de caracterización de las bolsas de plástico comerciales de un solo uso y de bolsas de basura, todas ellas adquiridas en comercios de la provincia de Granada. Para la caracterización se han determinado diferentes propiedades como peso, tamaño, densidad, espesor, material de fabricación o residuo sólido. A continuación, se realizó una identificación y cuantificación de los polímeros presentes en la fracción de plástico tipo film procedente de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos, concretamente de la planta Ecocentral situada en Alhendín, Granada. Para ello se utilizaron técnicas como Espectroscopía de Infrarrojo Cercano, Espectroscopía de Infrarrojos por Transformada de Fourier y Calorimetría Diferencial de Barrido. Una vez caracterizado el film contenido en los residuos sólidos urbanos, se procedió a estudiar la fracción de film de polietileno que constituye el objeto del estudio de esta Tesis Doctoral. En concreto, se realizó una identificación de la tipología de

film de polietileno, diferenciando entre alta densidad, baja densidad o mezcla de ambos y la determinación del contenido en humedad y suciedad de este material.

Los resultados del estudio de mercado de las bolsas comerciales de un solo uso han mostrado que el 60% de las bolsas son de tipo camiseta. El peso medio de las bolsas varía entre 3 y 30 g, la densidad oscila entre 0,8-1,13 g/cm³ para las bolsas de polietileno de alta densidad y 0,85-0,86 g/cm³ para las bolsas de polietileno de baja densidad y el espesor oscila entre 25 y 50 µm. En cuanto a la tipología, se ha obtenido que aproximadamente un 87,5% de las bolsas están fabricadas con polietileno de alta densidad, un 5,0% están fabricadas con polietileno de baja densidad y en un 7,5% de las bolsas se aprecia mezcla de ambos polímeros. En cuanto a las bolsas de basura el análisis mostró que, en general, estas bolsas tienen un peso medio y un tamaño más grande y un espesor de hasta 44 µm. La identificación del material ha dado como resultado que un 68,1% de estas bolsas son de polietileno de alta densidad y un 31,6% de mezcla de polietileno de alta y baja densidad.

Con respecto a la caracterización del plástico film post-consumo procedente de la planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos, se ha encontrado que aproximadamente el 86,0% corresponde a film de polietileno, seguido del film de polipropileno con un 6,7% y hay que destacar también la presencia de papel y cartón, que suele ser superior al 3,0%. En cuanto a las diferentes tipologías de film de polietileno encontradas en esta fracción, un 49% corresponde a polietileno de alta densidad, siendo el resto film de polietileno de baja densidad y mezcla de ambos.

Por último, el contenido en humedad del film de polietileno post-consumo analizado oscila entre un 16,2% y un 25,0%, variando según la fecha de recogida de la muestra y las condiciones ambientales. Así mismo, el contenido en suciedad es más constante, obteniéndose un valor medio cercano al 15%, no habiéndose encontrado diferencias significativas con el método usado para el lavado del material.

Hay muy pocos estudios que hayan analizado en profundidad el proceso de lavado de este tipo de plástico post-consumo como etapa fundamental para su reciclado mecánico, así como el tratamiento necesario del agua de lavado, dado el alto grado de contaminación de la misma y su necesidad de reutilización para disminuir los costes asociados al alto consumo de agua en este tipo de plantas. Además, un inadecuado proceso de lavado dificultaría el reciclado del material, debido a la presencia de impurezas que producirían una granza de baja calidad no apta para la transformación en nuevos productos plásticos.

En el segundo capítulo de esta Tesis Doctoral se ha realizado un riguroso estudio del proceso de lavado de film de polietileno post-consumo y de caracterización del agua de lavado para su reutilización. El objetivo general de este capítulo ha sido optimizar las condiciones más idóneas para un lavado eficiente, económicamente viable y que permita una buena continuación del proceso de reciclado del film de polietileno. Para ello, en primer lugar, se han planteado diferentes opciones de lavado, utilizando agua a temperatura ambiente, agua caliente a 60°C y agua a la que se ha añadido NaOH, con objeto de retirar al plástico las impurezas adheridas como grasa, materia orgánica, polvo o tierra. También se ha estudiado el efecto que produciría un secado previo del material plástico, ya que podría desprender parte de la contaminación adherida al mismo, facilitando el proceso de lavado y disminuyendo la contaminación del agua de lavado lo que favorecería su proceso de tratamiento y reutilización. En este sentido, se ha estudiado la realización de un tratamiento físico-químico del agua de lavado mediante el uso de floculantes y coagulantes que permitan reutilizar el agua en diferentes ciclos de lavado.

Los resultados han mostrado que no se encuentran diferencias significativas con la temperatura del agua de lavado, si bien el material presenta un aspecto más brillante cuando se utiliza agua caliente a 60°C, lo que indica que este lavado mejoró la eliminación de grasas y aceites adheridos al material, aunque no repercute en una pérdida de peso importante.

El uso de NaOH en el agua de lavado tampoco mejora sensiblemente el proceso, observándose que se produce la eliminación de algunos de los tintes utilizados en el proceso de fabricación del film, aunque no se observa una mayor pérdida de suciedad con respecto al uso de agua sola. Sin embargo, la presencia de NaOH eleva algunos de los parámetros analizados en el agua residual de lavado como la demanda química de oxígeno o la conductividad, haciendo más costoso el proceso de tratamiento de la misma para su posterior reutilización.

Las condiciones de lavado que proporcionaron mejores resultados fueron aquellas en las que los residuos plásticos se sometieron a un proceso de secado previo, ya que permitió eliminar parte de la suciedad adherida al material lo que mejoró el proceso de lavado y las características del agua utilizada. Además, la introducción de un tratamiento físico-químico del agua residual mediante el uso de coagulantes y floculantes, permite una mayor reutilización de la misma en diferentes ciclos de lavado. En este sentido, los resultados del análisis del agua de lavado mostraron que los valores de parámetros como la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno y los sólidos en suspensión disminuyen, lo que demuestra la efectividad del tratamiento permitiendo un mayor recirculación de agua al proceso. Hay que tener en cuenta que, como se ha indicado anteriormente, el proceso de lavado del film de polietileno post-consumo necesita una gran cantidad de agua, por lo que la recuperación de la misma evita su consumo excesivo y el vertido de este recurso.

Como se ha indicado, el objetivo final de la Tesis Doctoral era obtener un material adecuado para la fabricación de productos de polietileno reciclado, a partir del film de polietileno recuperado de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos. Como en todos los estudios de investigación, el escalado del proceso resulta fundamental ya que, en muchas ocasiones, los resultados encontrados en laboratorio no siempre son reproducibles a escala industrial.

Por ello, en el tercer capítulo de esta Tesis Doctoral, se han presentado los resultados correspondientes a diferentes pruebas de procesado y lavado del material que se han realizado en instalaciones de distintas empresas de reciclado

de plástico, así como pruebas para obtención de granza y film de polietileno y el análisis de las muestras recibidas de dichos ensayos, tanto en el laboratorio del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Granada donde se ha realizado la Tesis Doctoral, como los resultados de análisis de muestras enviadas a laboratorios externos. Los resultados obtenidos en estas pruebas industriales han podido ser contrastados con los encontrados en los ensayos de laboratorio y, además, disponer de granza de polietileno reciclada y film obtenido a partir de esta granza que ha podido ser analizado para determinar su calidad de cara a su aplicabilidad en el mercado.

Los resultados obtenidos en los distintos ensayos de lavado realizados en plantas industriales son difíciles de comparar, debido a que las condiciones utilizadas en cada una de ellas no son exactamente las mismas. Así, en algunos casos se ha encontrado que los resultados del análisis del agua de lavado son similares a los obtenidos en el laboratorio, mientras que en otros casos resultan valores de los parámetros superiores a los encontrados en los ensayos de laboratorio, lo que podría ser debido a diferentes factores como la heterogeneidad del material utilizado o el propio proceso de lavado realizado.

En cuanto a las muestras de film obtenido a partir de granza reciclada en diferentes instalaciones industriales han mostrado que, en general, el film tiene buenas propiedades mecánicas pero presenta impurezas e imperfecciones que podrían corresponder a los aditivos que suelen ser añadidos habitualmente en la manufactura del film original que ha sido posteriormente reciclado y a la presencia de alguna contaminación con otros materiales plásticos como polipropileno o polietileno tereftalato, que no han sido totalmente separados y que originan infundidos en el proceso de filmado. Por ello, sería recomendable que se incidiera en la optimización la etapa inicial de separación del material en origen y el proceso de lavado para obtener una granza reciclada de mayor calidad.

No obstante, con esta Tesis Doctoral se ha demostrado que es posible el reciclado mecánico del film de polietileno post-consumo, evitando su depósito en vertedero o su incineración y contribuyendo a disminuir la contaminación

medioambiental y a limitar la utilización de materias primas lo que contribuye a alcanzar la circularidad en los materiales plásticos.

Como resultado de la investigación y experimentación llevada a cabo en esta Tesis, se han obtenido cuatro publicaciones de artículos científicos, dos de ellos en revistas de alto impacto. A continuación, se describen por orden cronológico las publicaciones y sus indicios de calidad.

Artículo 1

M.A. Martín-Lara, V. Godoy, J.A. Moreno, M. Calero and J.M. Soto (2018). Characterization and Analysis of Commercial Polyethylene Bags as a Prior Step to their Mechanical Recycling: A case Study in Granada, Spain. *Advance in Environmental Waste Management & Recycling*, 1, 1-7.

Indicios de Calidad

Factor de Impacto: No disponible

Posición: No disponible

Research Article	<i>Advance in Environmental Waste Management & Recycling</i>
Characterization and Analysis of Commercial Polyethylene Bags as a Prior Step to their Mechanical Recycling: A case Study in Granada, Spain	
M A Martín-Lara*, V Godoy, J A Moreno, M Calero and J M Soto	
<p><i>Chemical Engineering Department, University of Granada, Avda, Fuentenueva, s/n 18071 Granada, Spain</i></p>	<p>*Corresponding author M.A. Martín-Lara, Chemical Engineering Department, University of Granada, Avda, Fuentenueva, s/n 18071 Granada, Spain, Tel: +34 958240445; E-mail: marianml@ugr.es</p> <p>Submitted: 07 June 2018; Accepted: 18 June 2018; Published: 22 June 2018</p>
<p>Abstract <i>Increasing world plastic production generates million tonnes of waste. Flexible packaging bags specially suppose a challenge in mechanical recycling because of their singular properties. This research aims to provide a physical-chemical characterization of commercial polyethylene bags in order to facilitate a future improvement or adaptation of recycling processes to them. Firstly, properties such as dimensions and density were measured in regular and garbage bags samples purchased in different establishments of Granada (Spain). Then, a chemical classification in three groups (HDPE, LDPE, mixture) was achieved according to Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) and Differential Scanning Calorimetry (DSC) tests. Finally, ash content was also determined.</i></p>	

Artículo 2

M. Calero, M.A. Martín-Lara, V. Godoy, L. Quesada, D. Martínez, F. Peula, J.M. Soto (2018). Characterization of plastic materials present in municipal solid waste: preliminary study for their mechanical recycling. *Detritus*, 4, 104-112.

Indicios de Calidad

Factor de Impacto: No disponible

Posición: No disponible



Multidisciplinary
Journal for Waste
Resources & Residues



CHARACTERIZATION OF PLASTIC MATERIALS PRESENT IN MUNICIPAL SOLID WASTE: PRELIMINARY STUDY FOR THEIR MECHANICAL RECYCLING

Mónica Calero ¹, María Ángeles Martín-Lara ¹, Verónica Godoy ^{1,*}, Lucía Quesada ¹, David Martínez ², Francisco Peula ² and José Manuel Soto ²

¹ Department of Chemical Engineering, University of Granada, Avenida Fuentenueva s/n, 18071, Spain

² INGESIA Ingeniería y Medio Ambiente S.L., C/Parque de las Ciencias, 1, 18014, Granada, Spain

Article Info:
Received:
6 June 2018
Revised:
31 August 2018
Accepted:
12 November 2018
Available online:
21 November 2018

Keywords:
Characterization
Dirt
Moisture
Plastic waste
Polymer
Recycling

ABSTRACT

In the EU, 25.8 million tons of plastic wastes are generated each year and more than 30% end up in landfills. In Spain, this percentage rises up to 50%. Mechanical recycling is currently one of the best alternatives to reduce problems associated with poor management of plastic waste. In this paper, an analytical laboratory study of several samples of municipal plastic waste from Granada (Spain) was presented. The samples were supplied by the Waste Treatment Plant (Ecocentral). The study was based on the measurement of the moisture and dirt content of the selected plastic waste. Those parameters were determined by washing and drying the waste and analyzing the washing wastewater; in order to determine/justify the need of a washing step and a post-treatment of the washing water. The results showed that the differences in moisture and dirt content were significant between the different types of polymers, which could influence in the economic profitability of mechanical recycling. Polystyrene (PS) is the material that loosed the most weight while polypropylene (PP) loosed least weight. Moreover, the washing wastewater shows parameters that comply with the discharge regulations of Granada (Spain), except for the case of polyethylene film, whose wastewater would require pre-treatment prior to discharge. Overall, the results were satisfactory, as they show that most of the ordinary plastic waste can be recycled without high cost.

Artículo 3

J.M. Soto, G. Blázquez, M. Calero, L. Quesada, V. Godoy, M.A. Martín-Lara (2018). A real case study of mechanical recycling as an alternative for managing of polyethylene plastic film presented in mixed municipal solid waste. *Journal of Cleaner Production*, 203, 777-787. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.302>

Indicios de Calidad

REVISTA: Journal of Cleaner Production, ISSN: 0959-6526, eISSN: 1879-1786

Factor de Impacto: 6.395.

Categoría: Green & Sustainable Science & Technology. Ranking: 6/35 (Q1).

Categoría: Engineering, Environmental. Ranking: 8/52 (Q1).

Categoría: Environmental Sciences. Ranking: 18/251 (Q1 - D1).

Journal of Cleaner Production 203 (2018) 777–787



Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Journal of Cleaner Production

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro



A real case study of mechanical recycling as an alternative for managing of polyethylene plastic film presented in mixed municipal solid waste

José Manuel Soto ^a, Gabriel Blázquez ^b, Mónica Calero ^b, Lucía Quesada ^b,
Verónica Godoy ^b, María Ángeles Martín-Lara ^{b,*}

^a INGESIA Engineering and Environment S.L., Spain
^b Department of Chemical Engineering University of Granada, 18071 Granada, Spain



ARTICLE INFO

Article history:

Received 9 December 2017

Received in revised form 2 July 2018

Accepted 28 August 2018

Available online 30 August 2018

Keywords:

Characterization

Mechanical recycling

Municipal solid waste

Plastic film

ABSTRACT

This work presents an investigation on mechanical plastic recycling in order to promote the mechanical recycling rate of polyethylene plastic film presented in municipal solid waste, which had not been collected selectively, and diminish the amount of this material that is deposited in landfills. The study provides information about the main composition of the raw material, the characteristics of recycled plastic film and the effluents obtained during its recycling process that included washing (without chemicals), drying and extrusion steps. First, raw material characterization was performed that included determination of main properties of washing water obtained after its cleaning. Then, analysis of main effluents of the mechanical recycling process was carried out. Finally, ash content, relative density, thermal properties, mechanical properties, rheological properties, among others, were determined for recycled material and compared with the virgin material.

© 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Artículo 4

J.M. Soto, M.A. Martín-Lara, G. Blázquez, V. Godoy, L. Quesada, M. Calero (2020). Novel pre-treatment of dirty post-consumer polyethylene film for its mechanical recycling. *Process Safety and Environmental Protection*, 139, 315-324. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.044>

Indicios de Calidad

REVISTA: *Process Safety and Environmental Protection*, ISSN: 0957-5820, eISSN: 1744-3598

Factor de Impacto: 6.158.

Categoría: Engineering, Environmental. Ranking: 13/54 (Q1).

Categoría: Engineering, Chemical. Ranking: 22/143 (Q1).

Process Safety and Environmental Protection 139 (2020) 315–324



Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Process Safety and Environmental Protection

journal homepage: www.elsevier.com/locate/psep



Novel pre-treatment of dirty post-consumer polyethylene film for its mechanical recycling

J.M. Soto^a, M.A. Martín-Lara^{b,*}, G. Blázquez^c, V. Godoy^d, L. Quesada^e, M. Calero^f

^aINGESIA Engineering and Environment S.L., Spain
^bDepartment of Chemical Engineering University of Granada, 18071 Granada Spain
^cDepartment of Chemical Engineering University of Granada, 18071 Granada Spain
^dDepartment of Chemical Engineering University of Granada, 18071 Granada Spain
^eDepartment of Chemical Engineering University of Granada, 18071 Granada Spain
^fDepartment of Chemical Engineering University of Granada, 18071 Granada Spain



ARTICLE INFO

Article history:
 Received 9 February 2020
 Received in revised form 16 April 2020
 Accepted 27 April 2020
 Available online 1 May 2020

Keywords:
 Cleaning
 Film
 Polyethylene
 Drying
 Water reuse
 Wastewater

ABSTRACT

The excessive consumption of plastic films in many applications due to their lightness and versatility and the low recycling rate of this type of material is a very significant matter that increases the problem of plastic film pollution. Plastic recycling has been a popular topic in conferences and technical journals during the past few years, but studies on the washing process are rarely published. Washing is an essential step in the mechanical recycling of these materials. This work provides an assessment on the feasibility of the washing procedure to clean post-consumer polyethylene film, presented in municipal solid waste, which had not been collected selectively, to increase mechanical recycling of post-consumer plastic films. Particularly, the study analyses (1) the characteristics of the washing water after cleaning procedure at room temperature, at 60 °C and at 60 °C with addition of NaOH chemical; (2) benefits of a drying stage before washing on the cleaning efficiency and characteristics of residual water and (3) benefits of physical or physical-chemical treatment of water by using a single step of settling or a two-step process that includes flocculation-coagulation and later settling, in the possibility of wastewater recycling for its use again in the washing process. Results showed very low differences between washing procedures at room temperature and at 60 °C. However, with the addition of NaOH chemical best cleaning was achieved although a more difficult wastewater treatment was found, due to high COD, BOD₅, chlorides, nitrogen and phosphorous content. Results also showed that drying before washing significantly improved decontamination of post-consumer polyethylene film decreasing the consumption of fresh water and the requirement of depuration of it. Finally, the stage of physical-chemical treatment of wastewater by means of the use of coagulants and flocculants showed the possibility of increasing the reuse of water in the process for cleaning of plastic with relatively low cost.

© 2020 Institution of Chemical Engineers. Published by Elsevier B.V. All rights reserved.



JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Desde los años sesenta hasta la actualidad la demanda de productos plásticos no ha dejado de crecer, de manera que en los últimos cincuenta años se ha multiplicado por veinte la producción anual de plástico. En 2018, la producción mundial de plástico se estimó en 359 millones de toneladas, un 10,3% superior a la producción en 2015. En Europa la producción de plásticos se ha mantenido estable sin grandes aumentos en los últimos años y en 2018 se alcanzaron los 61,8 millones de toneladas. En lo que respecta al tipo de polímero, el grupo de las poliolefinas (polietileno de baja densidad, polietileno de alta densidad y polipropileno) son las más utilizadas y constituyen el 49% de la demanda total de plástico en el mundo, seguido del policloruro de vinilo que representa el 10%. Otros polímeros bastante demandados también son el polietileno tereftalato, el poliuretano y el poliestireno. Todos forman parte del grupo de los termoplásticos o plásticos estándar y constituyen aproximadamente el 81% de la demanda mundial de plástico.

Para fabricar la mayoría de estos materiales plásticos se necesita petróleo, con el que se obtienen ciertos compuestos a partir de los cuales se produce la granza virgen. Después, esta granza pasa por la industria transformadora y se convierte finalmente en un producto plástico. La fabricación de estos productos presenta dos problemas importantes: su alta dependencia de los combustibles fósiles (más del 90% de su materia prima son petróleo y gas) y el coste de la materia prima. Se estima que, anualmente, se utiliza entre un 4% y un 8% de la producción mundial de petróleo para fabricar plástico.

Esta fabricación masiva de plásticos lleva consigo otros problemas como las emisiones de gases de efecto invernadero, tanto durante el proceso de producción como en el uso de estos materiales y la generación de residuos. Estos residuos pueden seguir tres caminos diferentes: reciclaje mecánico, mediante el cual el residuo se transforma de nuevo en un producto utilizable similar al original; valorización energética, que consiste en la incineración de residuos para obtener energía; y por último el depósito en vertedero, lugares en los que se acumulan los residuos que no son reciclados. Aunque las tasas mundiales de reciclado e

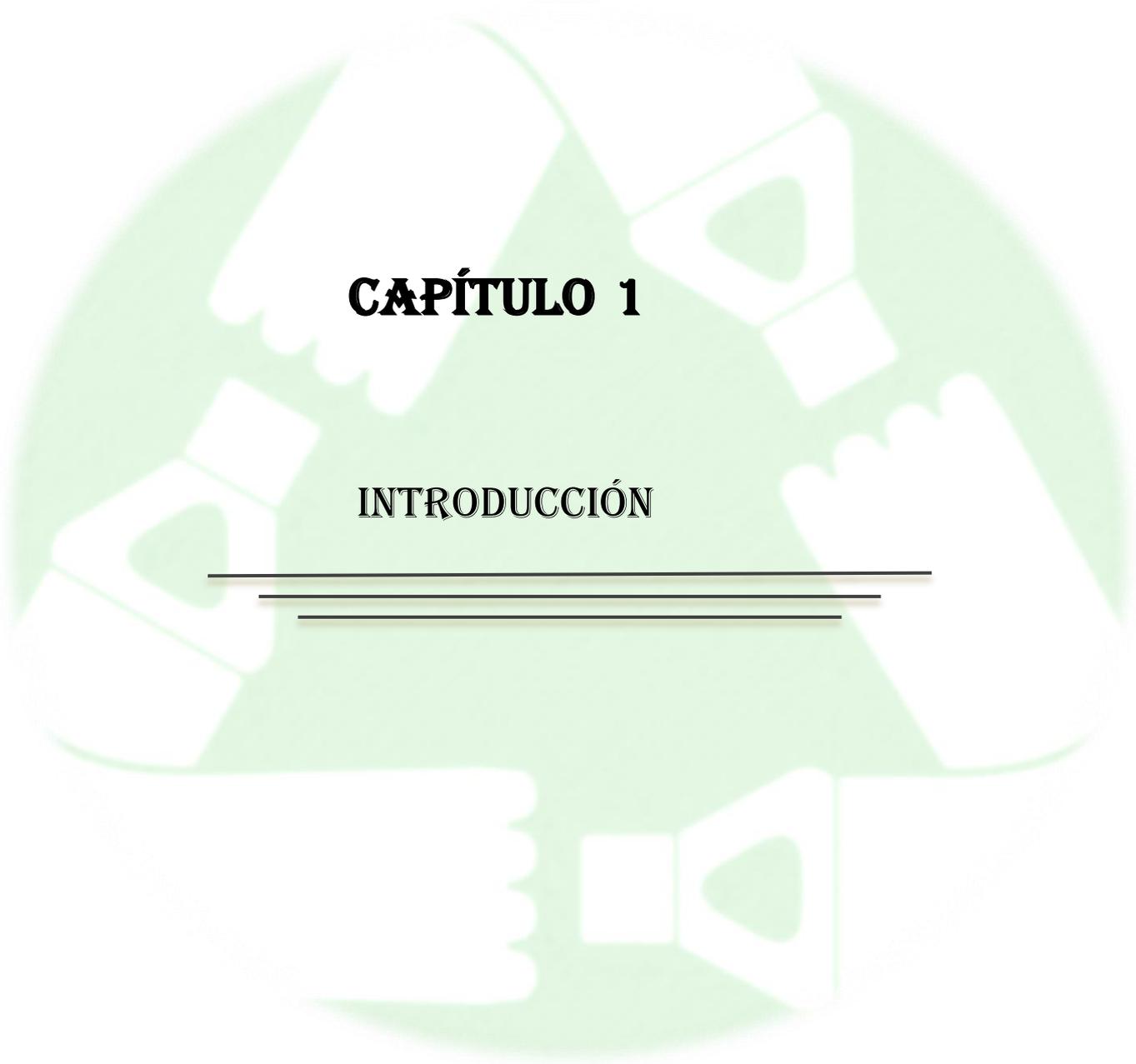
incineración han aumentado lentamente en los últimos años, representan aún valores muy bajos comparados con los residuos que son eliminados en vertedero. Los métodos actualmente más efectivos para reducir el impacto ambiental de los residuos plásticos son el reciclado mecánico y algunos procesos de reciclado químico como la pirolisis, similar a la incineración pero que permite destruir los componentes tóxicos que se forman durante la combustión del plástico a altas temperaturas, obteniendo productos finales sólidos, líquidos y gaseosos de gran interés y aplicabilidad.

Esta Tesis Doctoral se centra en estudiar el proceso de reciclado mecánico del film de polietileno contenido en la fracción orgánico-resto de los residuos sólidos urbanos. La principal novedad de esta Tesis Doctoral radica en el material objeto de estudio, pues se trata de plástico residual tipo film que es heterogéneo en tamaño, forma y composición. Además, es un material que se encuentra contaminado por materia orgánica y otros acompañantes no plásticos y que presenta cierto grado de humedad, por lo que su reciclado mecánico es especialmente complicado.

En este sentido, en España, actualmente no se recicla de forma mecánica este film procedente de residuos sólidos urbanos. En la mayoría de las plantas de tratamiento, este material no se recupera, constituyendo un rechazo que acaba depositado en vertedero o incinerado. Con la presente Tesis Doctoral, se pretende estudiar la posibilidad de dar salida a un residuo que presenta cierta dificultad para su reciclado mecánico, contribuyendo al desarrollo de un proceso rentable que genere por parte de los recicladores una nueva demanda de este material, contribuyendo así a alcanzar los objetivos establecidos en el Paquete de Economía Circular y con ello a disminuir la contaminación de los océanos, a limitar la utilización de materias primas y a luchar contra el cambio climático, a la vez que reconoce el potencial del plástico como un recurso valioso.

Dentro de este objetivo general, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Realizar un amplio estudio de mercado sobre las bolsas comerciales de un solo uso y bolsas de basura que serían, finalmente, las que constituirían el material de partida de este trabajo una vez depositadas en el vertedero.
- Cuantificar, identificar y caracterizar el plástico film contenido en la fracción orgánico-resto de los residuos domiciliarios (film de polietileno post-consumo), como primer paso para estudiar su reciclado mecánico.
- Realizar un riguroso estudio del proceso de lavado de film de polietileno post-consumo, ya que, debido a su procedencia, esta etapa va a resultar una de las más importantes en el proceso de reciclado mecánico. Se pretenden establecer las condiciones más idóneas para un lavado eficiente, económicamente viable y con un escaso impacto ambiental, incluyendo la recuperación del agua de lavado.
- Presentar resultados correspondientes a diferentes pruebas de procesado y lavado del material, realizadas en distintas empresas de reciclado de plástico, así como pruebas para obtención de granza y film de polietileno reciclado, incluyendo la caracterización de los materiales obtenidos.



CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. Situación actual de la producción y uso de materiales plásticos

A partir de la Segunda Guerra Mundial, el plástico se impuso como uno de los materiales esenciales en numerosos ámbitos de la vida diaria, cobrando fuerza en sectores como el automovilismo, la agricultura o la construcción. Desde los años sesenta hasta la actualidad la demanda de productos plásticos no ha dejado de crecer, de manera que en los últimos cincuenta años se ha multiplicado por veinte la producción anual de plástico. Según la organización PlasticsEurope (2018), la producción mundial de plástico se estimó en 359 millones de toneladas en 2018, un 10,3% superior a la producción en 2015 (Figura 1.1.). Hay otros estudios (Geyer et al., 2017) que afirman que la cantidad de resinas y fibras sintéticas producida en 2015 fue mucho mayor, hasta 380 millones de toneladas.

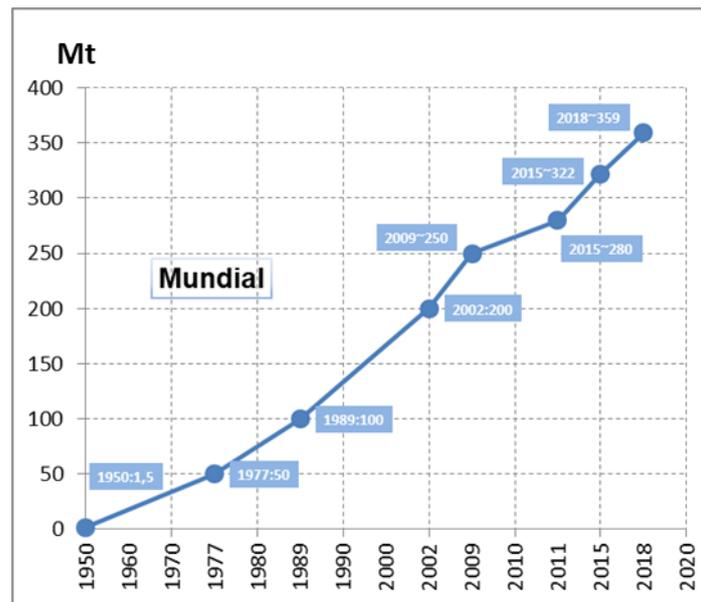


Figura 1.1. Producción anual de plástico en el mundo para el período 1950-2018. Fuente: PlasticsEurope, (2018).

Como se muestra en la Figura 1.2, en la actualidad, Asia supone la mitad de la producción mundial de plásticos (hasta el 50%), siendo China el mayor productor del mundo (29,4%) y también el mayor consumidor. Le siguen Europa y Norte América con un 18,5 y 17,7% de la producción mundial, respectivamente (PlasticsEurope, 2018). También han cobrado importancia en la última década algunos grupos en Oriente Medio, Sureste Asiático (India y Tailandia) y Brasil

(gracias al desarrollo de una industria de plásticos recuperados). Sin embargo, según los análisis de PlasticsEurope, dentro de unos años China aumentará mucho más su cuota de producción mientras que otros países y continentes verán mermada y perjudicada su industria plástica.

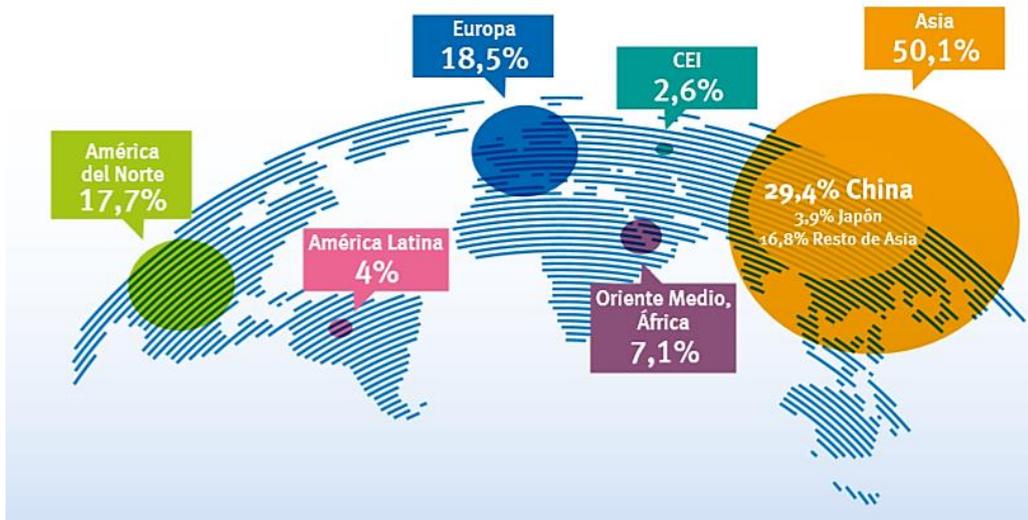


Figura 1.2. Principales países y zonas productoras de plástico en el mundo. Fuente: PlasticsEurope, (2018).

Las industrias plásticas extranjeras presentan dos grandes ventajas con respecto a las españolas y europeas: la más importante es el coste laboral reducido, sobre todo en países en vías de desarrollo, así como un acceso a la energía y el petróleo más barato y cercano. De esta forma los nuevos países productores, principalmente asiáticos, ganan competitividad año tras año, obligando a los grupos europeos a reorganizar sus estructuras y esforzarse en una innovación tecnológica cada vez más fuerte con el objetivo de mantener y mejorar su productividad (CESCE, 2016). En Europa la producción de plásticos se ha mantenido estable sin grandes aumentos en los últimos años y en 2018 se alcanzaron los 61,8 millones de toneladas (Figura 1.3).

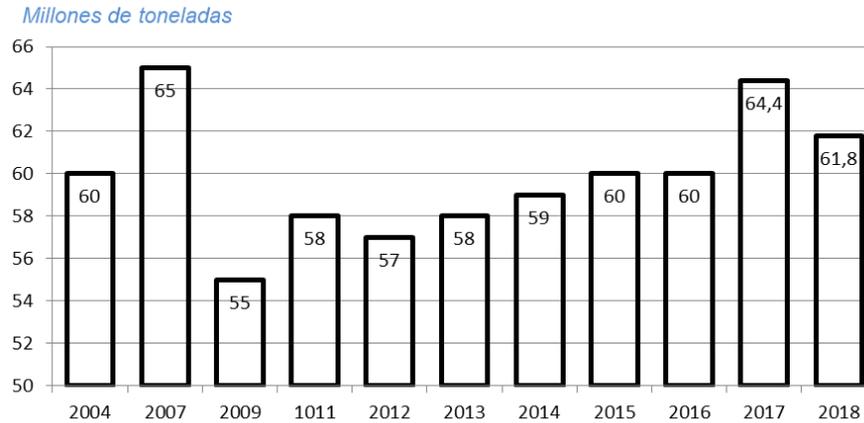


Figura 1.3. Evolución de la producción europea de plásticos. Fuente: PlasticsEurope, (2018).

Según un estudio de la asociación alemana Ceresana (Ceresana, 2015), Alemania es el mayor productor europeo de plásticos, con una producción del 24,6%. El segundo mayor productor es Bélgica, seguido de Francia, Rusia, Holanda y España. Según las diversas fuentes consultadas, en España los datos para la industria productora del plástico no han sido favorables en los últimos años de crisis económica, sin embargo, ha experimentado una subida notable desde el año 2014, alcanzando los 5,52 millones de toneladas en 2018. En la Figura 1.4 se muestra la evolución de la producción española de plásticos y en la Figura 1.5 la distribución de empresas fabricantes de plástico en España.

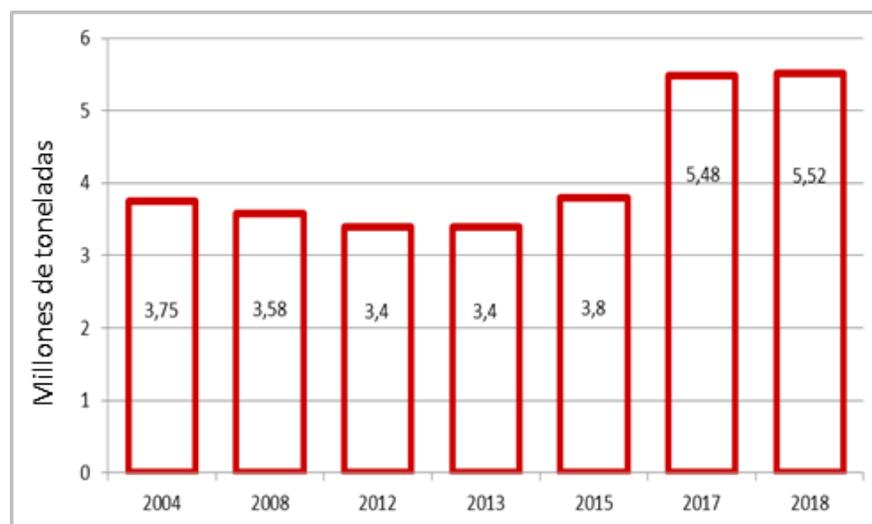


Figura 1.4. Evolución de la producción española de plásticos. Fuentes: Barres, (2007); CESCE, (2016); Ciclogro; 2004; Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), (2010).

Según AIMPLAS (2016), en España había en el año 2015 aproximadamente unas 3.940 empresas dedicadas a la industria transformadora del plástico,

concentradas mayoritariamente en Cataluña (1045 empresas), la Comunidad Valenciana (807), Madrid (393), Andalucía (344) y el País Vasco (332). En estas comunidades se localizan el 75% de las empresas fabricantes de productos plásticos en el territorio nacional.

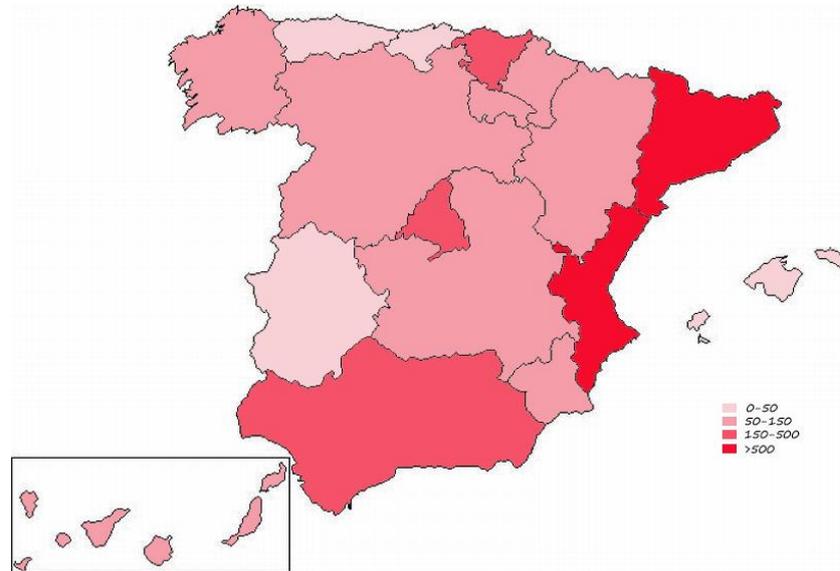


Figura 1.5. Distribución de empresas fabricantes de plástico en España. Fuente: Modificado de Directorio Central de Empresas (DIRCE), (2015).

Una vez establecida la situación mundial de la producción de plástico y su evolución, es interesante conocer cuáles son los polímeros más demandados por la sociedad. Según PlasticsEurope (2018) (Figura 1.6), el grupo de las poliolefinas (polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno de alta densidad (HDPE) y polipropileno (PP)) son las más utilizadas y constituyen el 49% de la demanda total de plástico en el mundo, seguido del PVC (policloruro de vinilo) que representa el 10%. Otros polímeros bastante demandados también son el polietileno tereftalato (PET), el poliuretano (PUR) y el poliestireno (PS). Todos forman parte del grupo de los termoplásticos o plásticos estándar y constituyen aproximadamente el 81% de la demanda mundial de plástico. El 19% restante corresponde al grupo de los termoplásticos técnicos o plásticos de ingeniería, como las poliamidas, los poliacetales o el poliéster. Esas son las tendencias mundiales en general, pero si se analizan datos de PlasticsEurope se puede comprobar que en Europa y en España el uso de los polímeros sigue esa misma tendencia, aunque se utiliza menos PVC (en torno al 10% en Europa y el 6,5% en

España). En el caso de España, también se utiliza más PET que la media mundial (aproximadamente un 11%).

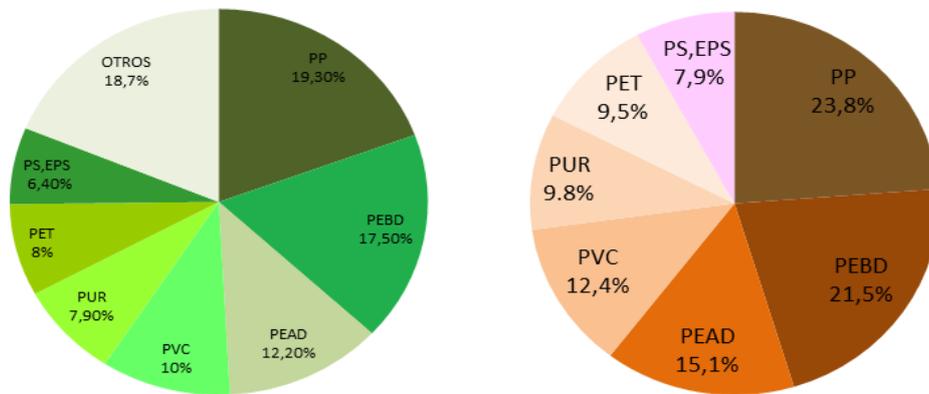


Figura 1.6. Demanda de materiales plásticos en el mundo (izquierda) y demanda de plásticos termoplásticos por tipo de polímero (derecha). Fuente: PlasticsEurope, (2018).

En cuanto a los sectores industriales en los que se utilizan estos polímeros, un estudio global de PlasticsEurope afirma que el sector envases es el más aclamado por la industria del plástico, seguido de la construcción, la automoción y la agricultura. Sin embargo, existen algunas diferencias según el país o el continente considerado dependiendo de las infraestructuras, cultura o nivel económico que posea la zona. A nivel global, la distribución de polímeros por sectores quedaría como se muestra en la Figura 1.7.

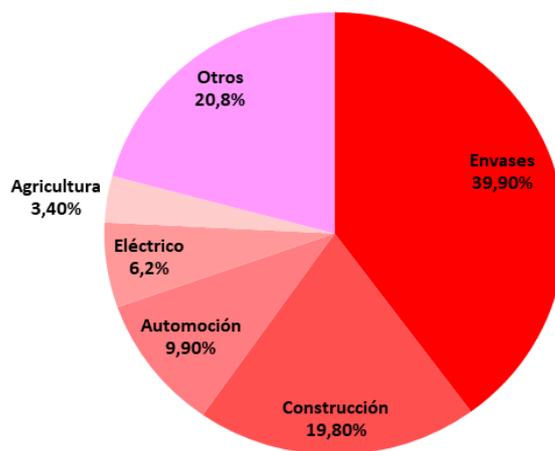


Figura 1.7. Uso mundial de polímeros por sectores. Fuente: PlasticsEurope, (2018).

En la Figura 1.8 se muestra el uso de plásticos por sectores en Europa (Cicloplast y Anarpla, 2017) y en España. En Europa, se destinan más polímeros al sector envases y los porcentajes más bajos los presentan el sector automoción y la

agricultura. En España la situación es similar al resto de Europa, pero hay que destacar una mayor producción de envases de plástico y una mayor producción de plásticos para la agricultura, teniendo en cuenta que es un país en el que las condiciones climáticas favorecen los cultivos de invernaderos (PlasticsEurope, 2018).

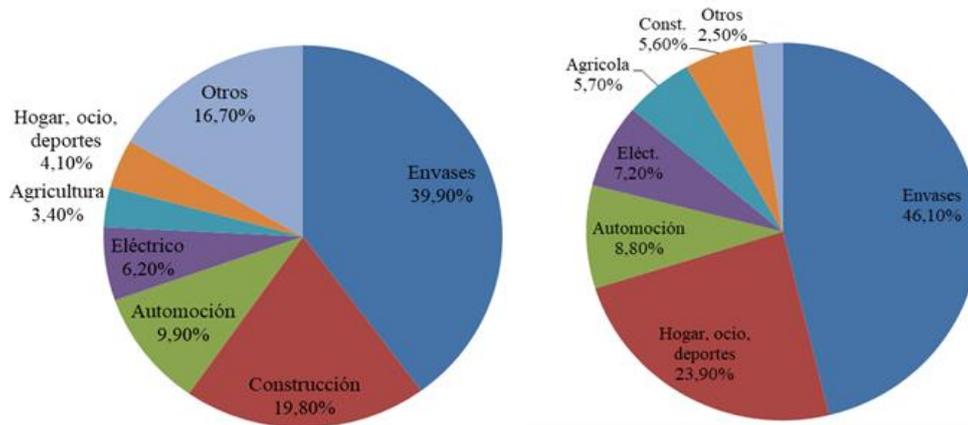


Figura 1.8. Uso de plásticos por sectores en Europa y en España. Fuente: Cicloplast y Anarpla, (2017); PlasticsEurope, (2018).

1.2. Características y aplicaciones de los materiales plásticos

El término “plástico” proviene del griego “*plastikos*”, que significa “susceptible de ser modelado o moldeado”. En concreto, esta palabra se utiliza para nombrar ciertos tipos de materiales sintéticos obtenidos mediante polimerización de los átomos de carbono en las largas cadenas moleculares de compuestos orgánicos derivados del petróleo y otras sustancias naturales.

Los plásticos se engloban dentro del grupo de los polímeros. Un polímero es una macromolécula que está formada por una serie de unidades que se repiten. Esas unidades son los monómeros. Los monómeros están formados, fundamentalmente, por átomos de carbono y pueden poseer grupos laterales o radicales con uno o más átomos distintos del carbono. Estas pequeñas unidades se unen mediante enlaces covalentes formando largas cadenas. Estas cadenas son las que constituyen los materiales plásticos (Hermida, 2011; Ribes et al., 2008).

El origen del plástico sintético tuvo lugar en 1909 gracias al químico norteamericano Leo Hendrik Baekeland, quien sintetizó un polímero de gran

interés comercial a partir de moléculas de fenol y formaldehído, al que se denominó “baquelita” en honor a su descubridor. Este polímero podía moldearse mientras estaba caliente y se endurecía al solidificarse. Este invento inició la “era del plástico”, pero no fue hasta los años veinte cuando comenzó la verdadera investigación de la química macromolecular. En el año 1919 el químico alemán Hermann Staudinger dedujo, a través de sus experimentos con el caucho natural, que ese tipo de sustancias estaban constituidas por largas cadenas de átomos unidos por enlaces covalentes, es decir, macromoléculas. Esta hipótesis dio inicio a numerosas investigaciones científicas destinadas a comprobar si dicha afirmación era cierta, lo que produjo enormes avances en esta rama de la química. En las décadas de 1950 y 1960 se consolidó definitivamente la industria de los polímeros gracias a ciertos avances como la síntesis de copolímeros, la implantación de técnicas novedosas de procesado y la aparición de polímeros estereoespecíficos (Areizaga et al., 2002).

Como ya se ha comentado antes, los plásticos pertenecen al grupo de los polímeros, sin embargo, no todos los polímeros son plásticos. El término “plástico” se aplica a sustancias con naturaleza y estructura química variada, que durante un intervalo de temperatura poseen cierta elasticidad y flexibilidad que permite moldearlos. Todos los materiales plásticos comparten una serie de propiedades que pueden resumirse en las siguientes (Ribes et al., 2008):

- Presentan propiedades plásticas en alguna etapa de su fabricación o durante su utilización.
- Son materiales orgánicos, están basados en la química del carbono.
- Son materiales sintéticos, productos de la industria química que convierte materias primas en formas nuevas y totalmente diferentes.
- Son polímeros de elevado peso molecular formados por numerosos monómeros combinados en agregados muy grandes.

Se han hecho numerosos intentos de proporcionar a los polímeros industriales una clasificación definitiva teniendo en cuenta sus estructuras

químicas, sus propiedades mecánicas o eléctricas, su comportamiento frente al calor o sus tipos de aplicaciones, por ejemplo. Las posibilidades son muchas, pero entre las clasificaciones más habituales se hallan las siguientes (Hermida, 2011; Ribes et al., 2008).

Según su origen:

Naturales: Son sustancias que se encuentran fácilmente en la naturaleza, suelen ser fabricadas por seres vivos y se utilizan sin sufrir modificaciones. Ejemplos de estos polímeros son las proteínas, el caucho natural, los ácidos nucleicos o los polisacáridos, entre otros.

Sintéticos: Son macromoléculas creadas por el hombre a partir de reacciones químicas de polimerización. Pueden clasificarse de dos formas distintas:

Según su comportamiento al calentarse: Termoplásticos y termoestables. Los primeros se ablandan al calentarse, mientras que los segundos se descomponen al aumentar su temperatura y no pueden fundirse.

Según sus aplicaciones: Plásticos estándar y plásticos de ingeniería. Los primeros son polímeros de bajo coste producidos en enormes cantidades, como el PE, el PP o el PS. Los segundos tienen costes de producción elevados y solo se utilizan para aplicaciones específicas.

Según la naturaleza de los átomos en la cadena principal:

Polímeros de homocadena: Son aquellos en los cuales la cadena principal contiene un solo tipo de átomo, normalmente carbono. A este grupo pertenecen el PE, el PP, el PS y el PVC, entre otros (Figura 1.9).

Polímeros de heterocadena: Son aquellos en los que la cadena principal contiene más de un tipo de átomo. Es el caso del PET (Figura 1.9).

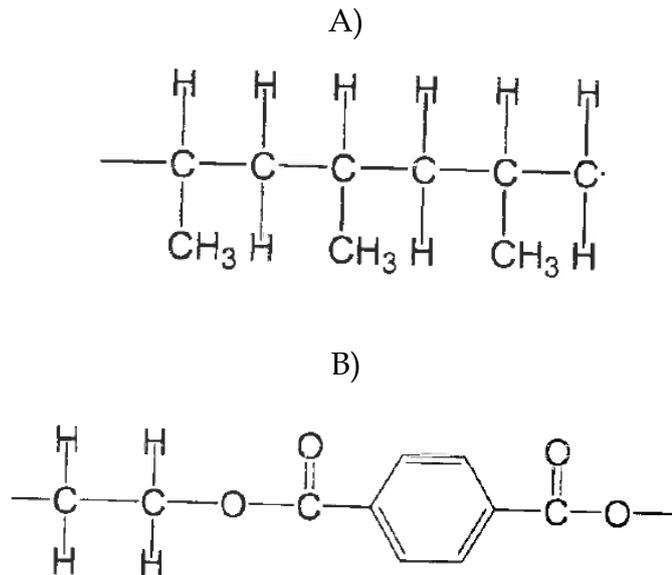


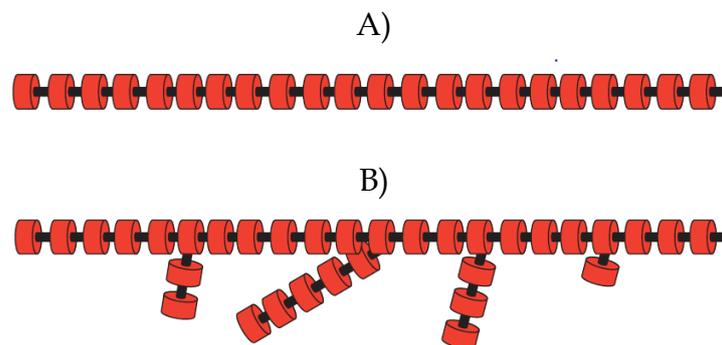
Figura 1.9. Estructura de un polímero de homocadena (A) y heterocadena (B). Fuente: Ribes et al., (2008).

Según la estructura de la cadena (Figura 1.10):

Polímeros lineales: La cadena es lineal, se repite siempre el mismo tipo de unión entre monómeros.

Polímeros ramificados: Son aquellos que tienen cadenas laterales unidas a la cadena principal.

Polímeros entrecruzados: Cuando las moléculas tienen una alta funcionalidad, puede darse el caso de que se formen enlaces entre distintas cadenas, constituyendo redes tridimensionales.



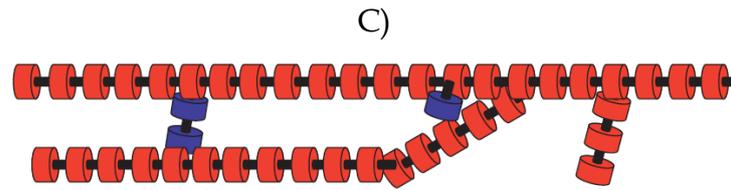


Figura 1.10. Estructura de un polímero lineal (A), ramificado (B) y entrecruzado (C). Fuente: Hermida, (2011).

Polímeros homopolímeros: Todos los monómeros que constituyen la cadena son iguales (Figura 1.11).

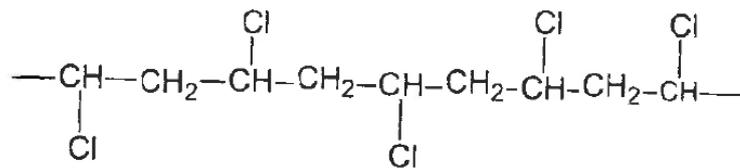
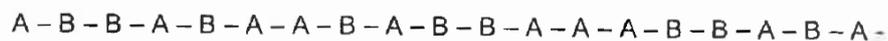


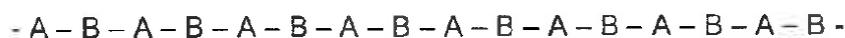
Figura 1.11. Estructura de un polímero homopolímero. Fuente: Ribes et al., (2008).

Polímeros copolímeros: La cadena principal está formada por dos o más tipos de monómeros distintos. Dentro de los copolímeros se pueden distinguir cuatro tipos (Figura 1.12): copolímeros estadísticos, son aquellos en los que la distribución de monómeros es aleatoria; copolímeros alternados, son aquellos en los que los monómeros distintos se van alternando uno a uno en la cadena; copolímeros en bloque, son aquellos en los que la secuencia de monómeros que se repiten son uno u otro tipo en forma de bloque; copolímeros de injerto, tienen una cadena principal formada por un solo tipo de monómero y ramificaciones laterales formadas por otros monómeros totalmente distintos.

A)



B)



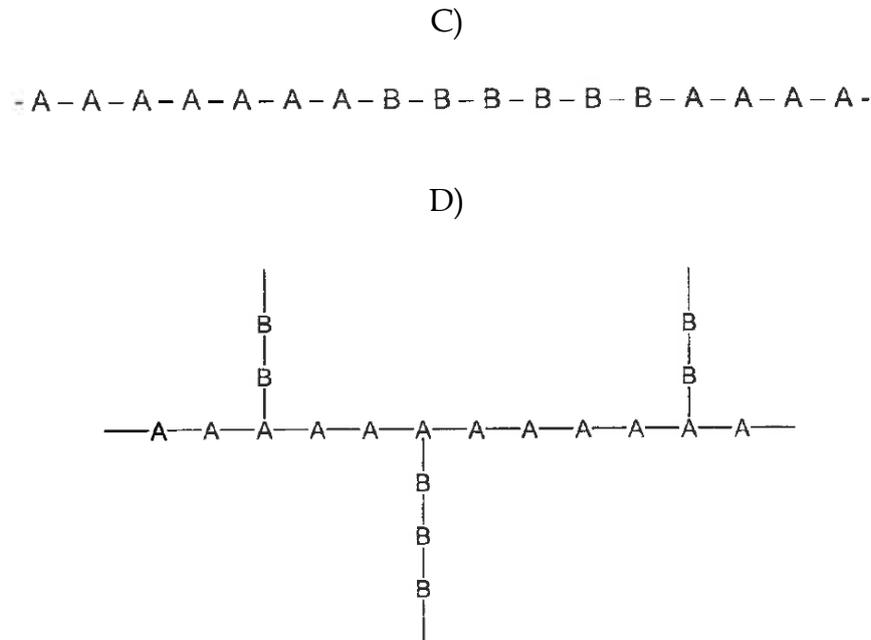


Figura 1.12. Distribución de monómeros diferentes en un copolímero estadístico (A), alternado (B), en bloque (C) y en injerto (D). Fuente: Ribes et al., (2008).

Según su respuesta termo-mecánica: Es la clasificación más extendida y mundialmente aceptada, ya que relaciona la estructura molecular del polímero con las propiedades físicas y químicas que presenta. Se pueden distinguir varios grupos:

Termoplásticos: Son polímeros que se funden al calentarse y se endurecen al enfriarse. Se diferencian de los termoestables en que, después de ser calentados y moldeados por primera vez, pueden ser recalentados más veces y formar otros objetos. Aunque se debe tener en cuenta que sus propiedades físicas cambian gradualmente si se funden y se moldean varias veces. Dentro de este grupo se encuentran a su vez otros dos subgrupos:

Termoplásticos amorfos: Las cadenas de polímeros se ubican aleatoriamente sin seguir un ordenamiento de tipo cristalino. A este grupo pertenecen el PS, el PVC, el policarbonato (PC) y el polimetil-metacrilato (PMMA).

Termoplásticos semicristalinos: Existe cierto ordenamiento molecular entre sus cadenas. En este grupo se incluyen el PE, el PP, el PET y la poliamida (PA).

Termoestables: Son plásticos que, una vez han sufrido un proceso de fusión y solidificación, se convierten en materiales rígidos que no vuelven a fundirse ni pueden cambiar de forma. Dentro de este grupo se encuentran los poliésteres, las resinas epoxi (EP), las resinas de poliéster (UP) o los aminoplásticos.

Elastómeros: Se caracterizan por su gran elasticidad y capacidad de estiramiento y rebote, recuperando su forma original una vez que se retira la fuerza de deformación. A este grupo pertenece el poliuretano, el neopreno, los cauchos de silicona, etc.

Como se ha visto a lo largo de esta descripción, existen numerosos y variados tipos de polímeros, cada uno con una estructura química y unas propiedades diferentes. Sin embargo, tanto a nivel doméstico como a nivel industrial los polímeros más utilizados son los termoplásticos, ya sea por sus propiedades mecánicas o eléctricas o por su facilidad para ser reciclados posteriormente. Para clasificar a los polímeros más comunes existe el Código de Identificación de Plásticos, que es un sistema utilizado internacionalmente en el sector industrial para distinguir la composición de resinas en los envases y otros productos plásticos. Este sistema fue ideado por la Sociedad de la Industria de Plásticos (SPI) en el año 1988, con el fin de propiciar y dar más eficiencia al reciclaje. Los plásticos que identifica este código están numerados del 1 al 7 con el número ubicado en el interior triángulo de reciclado. Estos son, también, los polímeros más fáciles de reciclar (Bilbao, 2015). La clasificación se muestra en la Figura 1.13.



Figura 1.13. Clasificación de los termoplásticos más fáciles de reciclar según el Código de Identificación de Plásticos. Fuente: Greenpeace (2017).

A continuación, se realizará una breve descripción de cada uno de estos polímeros, prestando atención a su estructura química, sus propiedades y sus aplicaciones.

- Polietileno Tereftalato

Es un poliéster aromático que forma parte del grupo de los termoplásticos. Se obtiene mediante el proceso de esterificación del ácido tereftálico y el monoetilenglicol, en el que se obtiene un monómero que, sometido a una policondensación posterior en condiciones de alto vacío deriva en el polímero PET (Figura 1.14).

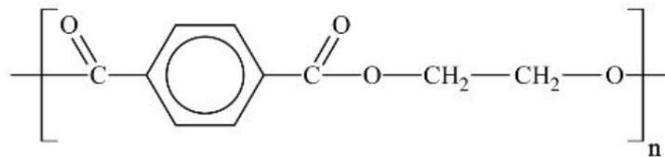


Figura 1.14. Estructura química del PET. Fuente: Cequeira et al., (2015).

Es un polímero con un alto grado de cristalinidad y es termoplástico en su comportamiento, lo cual lo hace apto para ser transformado mediante procesos de extrusión, inyección, inyección-soplado y termoformado. Esta característica le confiere también su plena reciclabilidad en igualdad con otros materiales tradicionales como los metales y el vidrio. Sus propiedades más relevantes, por tanto, serían:

- Cristalinidad y transparencia.
- Buen comportamiento frente a esfuerzos permanentes.
- Alta resistencia al choque.
- Alta resistencia al desgaste.
- Buena resistencia química.
- Buenas propiedades térmicas.
- Buena barrera frente al CO₂, al O₂ y a la humedad.
- Buena barrera frente a aromas.

- Resistente a la grasa y aceites presentes en los alimentos.
- 100% reciclable.

En cuanto a las aplicaciones del PET, según la asociación española ANEP-PET (Figura 1.15) el 74,6% se destina a la fabricación de botellas para refrescos, agua u otro tipo de líquidos. El 12,3% se utiliza para fabricar otros tipos de envases alimentarios y no alimentarios, y aproximadamente el 13% se utiliza para fabricar láminas y piezas industriales.

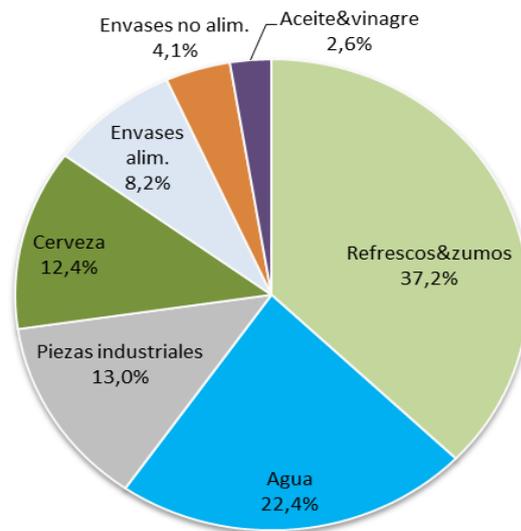


Figura 1.15. Principales sectores de aplicación del PET. Fuente: ANEP-PET (2016).

• Polietileno de alta densidad

Es uno de los termoplásticos más utilizados en el sector doméstico e industrial para una gran variedad de aplicaciones. Es un polímero de la familia de las olefinas, cuya estructura es una cadena lineal no ramificada formada por unidades repetitivas de etileno (Figura 1.16).

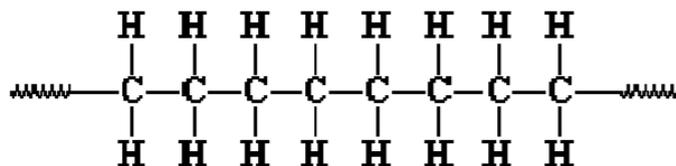


Figura 1.16. Estructura química del HDPE. Fuente: Tecnología de los plásticos, (2012).

Esta estructura hace que el HDPE tenga una relación óptima de fuerza/densidad. Por tanto, es un polímero muy utilizado en aplicaciones donde

se necesita resistencia a la humedad y rentabilidad. El HDPE puede también variar su flexibilidad, pero cuanto más densidad tiene más rígido se vuelve. La densidad de este material varía entre 0,94-0,97 g/cm³.

Algunas de las ventajas que presenta este material son las siguientes:

- Buena resistencia térmica.
- Resistente a rayos UVA.
- Resistente a disolventes químicos.
- Rigidez y dureza.
- Muy ligero.
- Buena resistencia al impacto.
- Muy buena capacidad de ser procesado mediante diferentes métodos

Entre las aplicaciones más comunes del HDPE se encuentran:

- Recipientes de productos químicos como los detergentes, el champú, productos de limpieza, productos para los coches, etc.
- Tuberías, debido a su alta resistencia a las temperaturas extremas y la resistencia a los rayos UVA.
- Bolsas de supermercado.
- Juguetes.
- Polietileno de baja densidad

Está formado por la polimerización de monómeros de etileno. Su estructura (Figura 1.17) es la de una cadena con numerosas ramificaciones de cadenas cortas y largas, lo que hace que las fuerzas intermoleculares sean pequeñas. Esto resulta en una menor resistencia a la tracción y una mayor ductilidad. El alto grado de ramificaciones le proporciona al LDPE fundido unas propiedades de flujo únicas y deseables. Su densidad se encuentra entre 0.91-0.94 g/cm³. Existe otro tipo de polietileno de baja densidad, denominado polietileno lineal de baja densidad (PELBD), que se fabrica a presiones menores que el LDPE normal, lo que abarata

considerablemente el proceso. Este material puede aplicarse prácticamente igual que el LDPE.

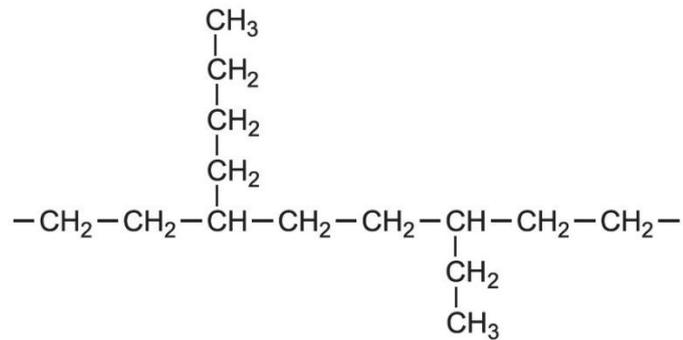


Figura 1.17. Estructura química del LDPE. Fuente: Centre for Industry Education Collaboration (CIEC), (2017).

Las propiedades que hacen a este polímero más interesante son las siguientes:

- Es semi-rígido.
- Es translúcido y admite una gran variedad de colorantes y aditivos.
- Resistente a la intemperie.
- Buena resistencia química.
- Baja absorción de agua.
- Fácilmente procesable mediante extrusión, inyección, soplado o rotomoldeo.
- Bajo coste.

El Centre for Industry Education Collaboration (CIEC) en Estados Unidos proporciona datos sobre las principales aplicaciones de este material (Figura 1.18), entre las que destaca la fabricación de film en forma de bolsas o embalajes (casi el 80% del LDPE fabricado).

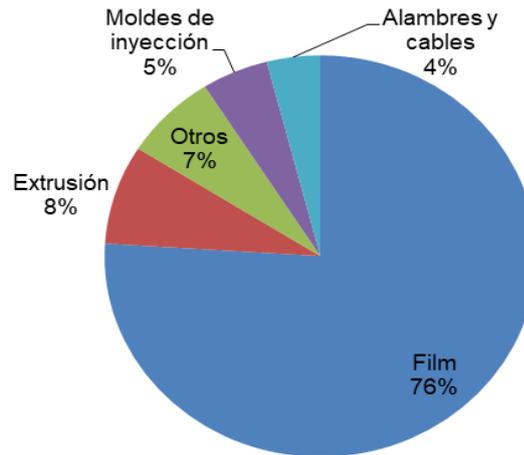


Figura 1.18. Principales sectores de aplicación del LDPE. Fuente: CIEC, (2017).

- Policloruro de vinilo

Es un polímero de la familia de las poliolefinas formado por etileno en un 43% y cloro en un 57% (Figura 1.19). Estos dos monómeros son combinados bajo calor para obtener un gas, el cloruro de vinilo. Las moléculas del monómero se encadenan como resultado de la polimerización, y el producto resultante de este proceso es el PVC en su estado de resina virgen, cuyo aspecto es el de un fino polvillo blanco. La mayoría de veces el policloruro de vinilo se utiliza con aditivos que mejoran su acabado, como los plastificantes (dan flexibilidad a los materiales poliméricos), estabilizadores de calor (para prevenir la degradación térmica durante el procesado y aumentar la vida útil), lubricantes (ayudan a la fluidez durante el procesado e impiden la adhesión a las superficies metálicas), rellenos (abaratando los costos) y los pigmentos (dan color, opacidad y resistencia a la intemperie) (Rodríguez et al., 2006).

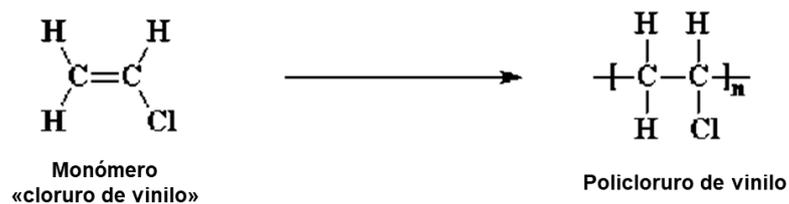


Figura 1.19. Estructura química del PVC. Fuente: Fenichell, (1996).

Entre sus propiedades más importantes destacan las siguientes:

- Puede ser flexible (lleva aditivos plastificantes) o rígido (no lleva aditivos plastificantes). Su capacidad para admitir todo tipo de aditivos permite que pueda adquirir propiedades muy distintas y teniendo en cuenta su precio relativamente bajo le hace ser un material muy apreciado y utilizado para fabricar multitud de productos.
- Transparente, translúcido o completamente opaco.
- Frágil o tenaz.
- Compacto o espumado.
- Ignífugo (con altas temperaturas los átomos de cloro son liberados, inhibiendo la combustión).
- Resistente a la intemperie, no tóxico e impermeable.
- Tiene buenas propiedades de aislamiento.
- Fácil de manipular, se puede cortar, taladrar, clavar, enroscar, pegar...
- Resistente a los agentes químicos y corrosivos.

Entre las aplicaciones más frecuentes del PVC se encuentran algunos productos utilizados en construcción como las molduras, los perfiles o marcos de ventanas; también las tuberías, algunos tipos de láminas flexibles, revestimiento de cables, envases para medicamentos o bolsas de sangre, como se muestra en la Figura 1.20.

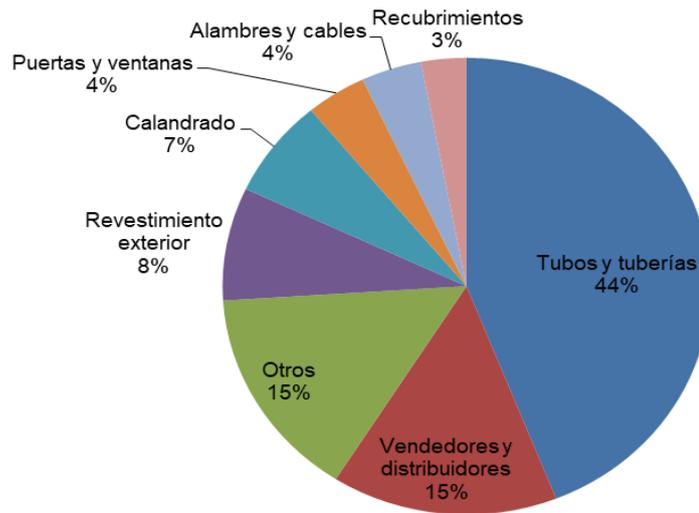


Figura 1.20. Principales sectores de aplicación del PVC. Fuente: IHS Chemical, (2015).

• Polipropileno

Es un polímero termoplástico formado de enlaces simples carbono-carbono y carbono-hidrógeno, perteneciente a la familia de las poliolefinas (Figura 1.21). El polipropileno tiene una densidad comprendida entre 0,85-0,92 g/cm³ y su estructura molecular consiste de un grupo metilo (CH₃) unido a un grupo vinilo (CH₂) - (molécula de propileno ó propeno). Dentro del PP se pueden distinguir dos tipos: homopolímero, si toda la cadena está formada por propileno, o copolímero, si durante el proceso se añaden monómeros de etileno.

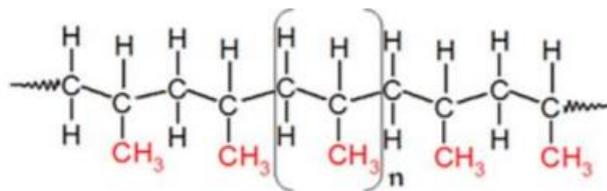


Figura 1.21. Estructura química del PP homopolímero. Fuente: Maddah, (2016).

Dentro de sus numerosas propiedades se pueden destacar las siguientes:

- Es un plástico rígido de alta cristalinidad y elevado punto de fusión.
- Excelente resistencia química.
- Baja densidad (la más baja de todos los plásticos).
- Buena resistencia a la deformación por calor.

- Al adicionarle cargas (fibra de vidrio, caucho...) se refuerzan sus propiedades hasta transformarlo en un polímero de ingeniería.
- Muy sensible al frío y a los rayos ultravioleta (envejece rápidamente), por lo que necesita estabilizantes a la luz.
- Barato y no tóxico.
- Buen procesado, puede ser transformado por inyección, soplado y extrusión/termoformado.
- Fácil manipulación, se puede cortar, perforar y troquelar.

Un estudio realizado en 2014 por GlobalData afirma que el PP se utiliza en su mayoría para la fabricación de envases (tanto alimentarios como no alimentarios), componentes electrónicos y en ciertos equipamientos e instalaciones (Figura 1.22).

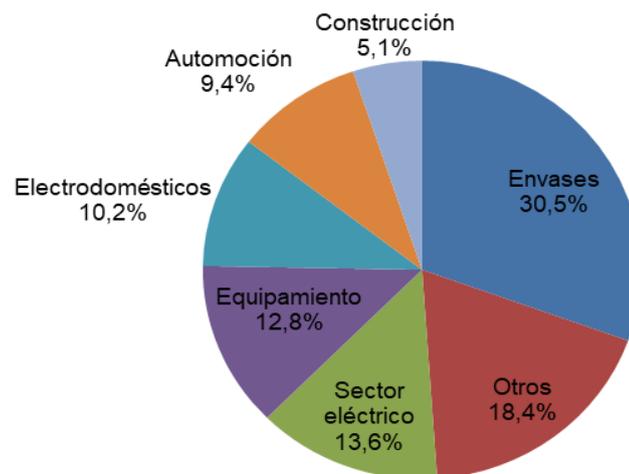


Figura 1.22. Principales sectores de aplicación del PP. Fuente: GlobalData, (2014).

• Poliestireno

También perteneciente a la familia de las poliolefinas, la estructura del poliestireno está formada por una larga cadena hidrocarbonada, con un grupo fenilo (6 átomos de carbono y 5 átomos de hidrógeno) cada dos átomos de carbono (Figura 1.23). Las materias primas para la fabricación de estireno son el etileno y el benceno. Es un polímero bastante denso, en la mayoría de los casos supera 1 g/cm³.

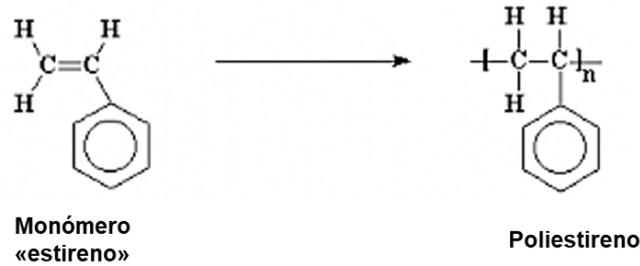


Figura 1.23. Estructura química del PS. Fuente: Modificada de Mbulu, (2008).

Es un polímero transparente e incoloro, muy duro y resistente, aunque frágil. Cuando se funde es un líquido poco viscoso, lo que le hace especialmente adecuado para el proceso de moldeo por inyección. Además, es un material altamente versátil y se puede combinar con otros productos químicos para obtener variantes. De esta forma se pueden encontrar cuatro tipologías de PS: el PS cristal, que es transparente, rígido y quebradizo; el PS de alto impacto, que es muy resistente y opaco; el PS expandido (EPS) que es muy ligero y un excelente aislante térmico; y el PS extruido (XPS), que presenta propiedades muy similares a las del EPS.

Entre los usos más frecuentes, según una web de estadísticas estadounidense (www.statista.com) (Figura 1.24) se encuentra la fabricación de envases en su mayoría alimentarios (yogures, envases de mantequilla y mermelada, hueveras, cubertería de un solo uso, etc.), el sector doméstico (para frigoríficos, aspiradoras, etc.), o el sector de la electrónica (carcasas de televisores, ordenadores, teclados, etc.), entre otros.

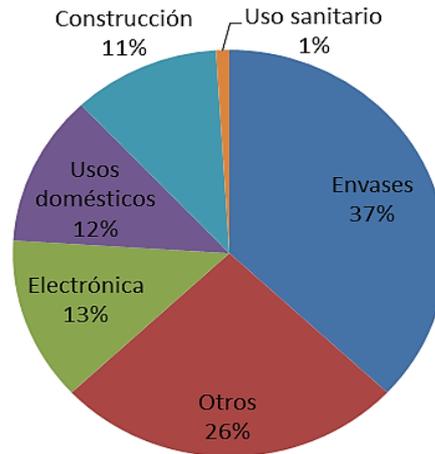


Figura 1.24. Principales sectores de aplicación del PS. Fuente: Statista, (2014).

- Otros plásticos

Poliamidas

Son fibras sintéticas obtenidas mediante reacciones de condensación de distintas diaminas y diácidos, lo que da lugar a poliamidas diversas. Una de las más conocidas es el Nylon 6. Las poliamidas comerciales son tenaces, resistentes al impacto y a la abrasión, así como resistentes a los disolventes químicos. Sin embargo, pueden ser alteradas por la acción de ácidos fuertes u oxidantes, absorben mucha humedad y son sensibles a los rayos UV. Entre sus aplicaciones más frecuentes se encuentran el sector textil, los accesorios de hogar como alfombras, paraguas, cortinas de ducha, etc., cuerdas, pelucas y envases alimentarios multicapa (Areizaga et al., 2002).

Policarbonatos

Se obtienen por la reacción de compuestos polihidroxilados con derivados del ácido carbónico. Contienen el monómero base $-O-COO-$. Es un polímero con gran durabilidad, resistente al calor, con temperatura de fusión muy alta, transparente, buena resistencia al impacto y es autoextinguible ante el fuego. Principalmente se utiliza como sustituto del vidrio para fabricar láminas, en automoción, para fabricar componentes de aparatos eléctricos y electrónicos, para fabricar lentes y pantallas de alumbrado (Vincent et al., 2006).

Politetrafluoretileno (Teflón)

Es el principal polímero fluorado que se utiliza actualmente, cuya estructura química contiene el monómero base tetrafluoretileno (C_2F_4). Es altamente cristalino, con una temperatura de fusión superior a los $280^{\circ}C$, lo que hace que no pueda transformarse por los procedimientos estándar válidos para otros termoplásticos. Tampoco se puede plastificar. Es tenaz, flexible, resistente al calor, a los productos químicos y al paso de la corriente. No absorbe humedad y es poco permeable a los gases. Entre sus aplicaciones destaca el revestimiento de cables, laminados para circuitos, cierres, piezas de válvulas y bombas, y como material en laboratorio. Es un producto caro que es preciso utilizar en aplicaciones de alto valor añadido para que resulte rentable (Areizaga et al., 2002).

Polimetacrilato de metilo

Es el más conocido dentro de la familia de polímeros acrílicos. La estructura en la mayoría de estos polímeros consiste en ésteres de los ácidos acrílico y metacrílico. Esta estructura química les proporciona buenas propiedades como es la gran cantidad de colores que se pueden preparar, su claridad óptica, resistencia a las radiaciones UV, buenas propiedades eléctricas, rigidez y buena resistencia al impacto. Entre sus propiedades negativas se pueden citar la escasa resistencia a disolventes y la baja flexibilidad que posee. Suele emplearse en los faros de los automóviles, ventanillas de aviones o helicópteros, muebles y mamparas, o vidrios de seguridad en bancos y oficinas, entre otras (Areizaga et al., 2002).

1.3. Plásticos post-consumo. Plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos

La presente Tesis Doctoral se va a centrar en un tipo particular de plástico, concretamente el film de polietileno post-consumo, esto es, film de polietileno utilizado y que finaliza su vida útil en las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos. Por ello, en este apartado se va a describir brevemente el funcionamiento de la planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos Ecocentral de Granada, que es de donde procede el material usado en este trabajo.

La Ecocentral Granada es una planta híbrida ya que, con la misma maquinaria se procesan materiales que proceden de la fracción orgánico-resto y de envases. La instalación puede procesar 450.000 toneladas de residuos procedentes de la fracción orgánico-resto al año. En 2015 la cantidad de residuos procesados fue de 356.000 toneladas procedentes de la fracción orgánico-resto y 8.100 toneladas de envases, de acuerdo con la información descrita en su página web (http://www.resurgranada.es/cma_loma_manzanares.php).

Las principales etapas que conforman el proceso llevado a cabo en la Ecocentral de Granada son los siguientes:

1. Pesaje y control de entradas

En la entrada de las instalaciones hay una caseta de control con básculas de 60 toneladas conectadas por ordenador a un programa de control, de forma que los camiones son pesados a la entrada y a la salida anotando el peso de productos transportados (Figura 1.25).



Figura 1.25. Entrada a la Ecocentral Granada.

2. Recepción en foso

Los residuos una vez pesados, se depositan en los fosos de descarga. Hay tres fosos con una capacidad de 7200 m³, suficientes para un tiempo de almacenaje de 48 horas. Dos puentes grúas con pulpo electrohidráulico y con capacidad de 6 m³ cada uno, alimentan cuatro líneas de proceso, mediante alimentadores de

cadena. Los alimentadores se pueden regular en velocidad, para controlar el flujo de material requerido en cada momento. En la Figura 1.26 se muestra una imagen del foso y el pulpo electrohidráulico.



Figura 1.26. Foso y pulpo electrohidráulico.

3. Pretratamiento mecánico

En la instalación hay cuatro líneas que se agrupan de dos en dos, prácticamente iguales y simétricas entre sí.

Los alimentadores de cadenas conducen los residuos a cintas de triaje dentro de la llamada “cabina de triaje primario”. Esta cabina está cerrada y dotada de un sistema de acondicionamiento de aire interior, así como una captación de aire fresco desde la cubierta. En esta cabina se localizan varios huecos donde se separa el vidrio, materiales férricos de grandes dimensiones, cartón y materiales voluminosos.

El flujo resultante del triaje primario se conduce hasta una etapa de cribado con trómeles de 80 mm de luz de malla cuadrada, 2,5 m de diámetro y 12 m de largo.

Los hundidos de los dos trómeles (finos menores de 80 mm), son recogidos de forma independiente. El rebose de los dos trómeles caen sobre dos cintas transportadoras que los conducen a otros dos trómeles en serie con los primeros y de doble luz de malla redonda, 200 mm y 350 mm, los cuales generan tres nuevas fracciones: fracción de mayores de 350 mm que se conduce a una cabina de triaje

secundario donde se separan envases de plástico de grandes dimensiones, film y papel cartón; fracción entre 200 y 350 mm que se conduce a un abrebolsas cuya salida es enviada mediante la cinta transportadora a un separador balístico; fracción con tamaños entre 80 y 200 mm que se lleva directamente a un separador balístico.

Cada uno de los dos balísticos (el de la fracción 80-200 mm y el de la fracción 200-350 mm) produce a su vez tres fracciones: Finos: material que hunde por las cribas que poseen una luz de malla 40x80 mm, el cual se une con los finos del trómel de 80 mm; Planares: esta fracción pasa a un sistema alveolar para la captación del film. El material no aspirado va a un triaje manual en el que se separa film, papel-cartón y HDPE; Rodantes: los rodantes son recogidos para ser sometidos a una separación automática en diferentes fracciones: férricos por separación magnética; PET, HDPE, plástico mezcla y bricks/resto por separadores ópticos y aluminio en un separador inductivo.

Finalmente, los materiales recuperados se almacenan en unos bunkers hasta su paso a prensa. En la Figura 1.27 se muestran diferentes imágenes de las etapas del pretratamiento mecánico.





Figura 1.27. Diferentes etapas del pretratamiento mecánico.

4. Prensado de subproductos

Una vez recuperados los materiales, se dispone de varias prensas que reciben los materiales de la cabina de control de calidad (PET, HDPE, plásticos mixtos, aluminio y brick) y los que recuperados en la cabina de triaje secundario (papel-cartón y film). Una prensa para los materiales férricos y una para realizar balas de cartón. En la Figura 1.28 se muestran imágenes de balas del material recuperado.



Figura 1.28. Balas de material recuperado.

1.4. Normativa y legislación

1.4.1. Normativa europea

- **Directiva 2019/904 del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de junio de 2019 relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medioambiente**

Esta Directiva fomenta el uso de productos reutilizables, sostenibles y no tóxicos frente a los productos de un solo uso, con el objetivo primordial de reducir la cantidad de residuos generados. Esta Directiva pretende también contribuir a que se alcancen los Objetivos de Desarrollo Sostenible para garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles, que forman parte de la Agenda 2030.

Además, para concentrar los esfuerzos allí donde resultan más necesarios, esta Directiva es de especial aplicación para los productos de un solo uso que suelen encontrarse más frecuentemente en las playas de la UE, así como a objetos de plástico para la pesca y productos fabricados con plástico oxodegradable. Concretamente, algunas de las medidas que se proponen son las siguientes:

Los Estados miembros prohibirán la introducción en el mercado de los productos de plástico de un solo uso mencionados y de los productos fabricados con plástico oxodegradable.

- A partir de 2025, las botellas de bebidas compuestas mayoritariamente por PET deberán contener un 25% de material reciclado.
- A partir de 2030, todas las botellas de bebidas deberán contener al menos un 30% de material reciclado.
- A partir de julio de 2020, los productos de plástico de un solo uso deberán ir adecuadamente marcados en su envase.

- Cada Estado deberá velar por la implantación de regímenes de responsabilidad ampliada del productor para los productos plásticos de un solo uso.
- Para 2025, deberá recogerse de forma selectiva el 77% en peso de los residuos de plásticos de un solo uso.
- Para 2029, este porcentaje deberá ser aumentado hasta el 90%.

• **Directiva 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos**

La principal medida que introduce esta normativa en el marco de la Economía Circular consiste en que, para el año 2035, los estados miembros reducirán el vertido de los RSU totales en vertederos al 10%. Asimismo, también se prohibirá para ese mismo año el vertido de los residuos procedentes de recogida selectiva, así como los Estados deberán prohibir la admisión en vertederos de todo aquel material que pueda ser reciclado o valorizado.

• **Directiva 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos**

En 2013 se generaron en la UE, en total, unos 2.500 millones de toneladas de residuos, de los cuales 1.600 millones no se reciclaron ni reutilizaron, suponiendo una pérdida muy importante de recursos. Del resto de residuos, solo se reciclaron aproximadamente unos 600 millones de toneladas, siendo incinerados los 300 millones de toneladas restantes. La UE desaprovecha de este modo importantes recursos que podrían reutilizarse y crear una economía más circular. En lo que respecta a la gestión de los residuos, hay grandes diferencias entre los países de la UE: mientras que seis Estados miembros depositaban en vertederos menos del 3% de los RSU, 18 Estados miembros depositaban más del 50% y en otros países más del 90%. Para intentar corregir estas desigualdades y aprovechar mejor los recursos, la presente Directiva propone las medidas y objetivos que se resumen en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Principales medidas y objetivos propuestos por la Comisión Europea sobre los residuos. Fuente: Directiva 2018/851/CE.

Concepto	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
Preparación para la reutilización y el reciclado de residuos de papel, metales, plástico y vidrio procedente de los residuos domésticos y otros orígenes similares.	55%	-	2025
	60%		2030
	65%		2035
Preparación para la reutilización y el reciclado de otros tipos de residuos y residuos no peligrosos de la construcción y demolición.	70%	-	2020
Recogida separada de residuos textiles y peligrosos de origen doméstico	-	-	2025
Reducción de residuos alimentarios a escala de la UE	30%	-	2025
	50%		2030
Recogida separada obligatoria de biorresiduos	-	-	2023

• **Directiva 2018/852 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases**

La presente Directiva prevé medidas cuyo objetivo es limitar la producción de residuos de envases y promover el reciclaje, la reutilización y otras formas de valorización de dichos residuos; considerándose su eliminación final como la solución de último recurso. La Directiva se aplica a todos los envases existentes en el mercado europeo y a todos los residuos de estos, tanto si son utilizados o desechados por las industrias, comercios, oficinas, servicios, hogares, etc., con independencia de los materiales de que estén fabricados. Se incluyen, además de los objetivos de la Directiva original, las medidas propuestas por la Comisión en el marco de la Economía Circular. En la Tabla 1.2 se resumen los objetivos para la reducción de residuos municipales.

Tabla 1.2. *Objetivos para la reducción de residuos municipales. Fuente: Directiva 2018/852/CE.*

Objetivo	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
Reciclar en peso de la totalidad de residuos de envases	65%	-	2025
	70%	-	2030
Alcanzar los siguientes objetivos mínimos de reciclado de los materiales contenidos en los residuos de envases			
Vidrio	70%	-	2025
	75%	-	2030
Metales ferrosos	70%	-	2025
	80%	-	2030
Plásticos	50%	-	2025
	55%	-	2030
Madera	25%	-	2025
	30%	-	2030
Aluminio	50%	-	2025
	60%	-	2030
Papel y cartón	75%	-	2025
	85%	-	2030

• **Directiva 2015/720 sobre la reducción del consumo de bolsas de plástico ligeras**

Con esta Directiva se pretende que los Estados miembros tomen medidas con el fin de reducir en su territorio el consumo de bolsas de plástico ligeras. Las medidas tomadas deben incluir al menos una de las siguientes:

- Consumo inferior a 90 bolsas de plástico ligeras por persona para 2019 e inferior a 40 para 2025.
- Prohibición de entrega gratuita de bolsas de plástico ligeras en los puntos de venta de mercancías para 2018.

• **COM/2014/0398 final de la Comisión, de 2 de julio de 2014:** Hacia una economía circular: un programa de cero residuos para Europa; **COM/2015/614**

final de la Comisión, de 2 de diciembre de 2015: Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular.

En la sociedad moderna actual prevalece la competencia y la presión por unos recursos que son cada vez más escasos, acentuando la degradación y fragilidad del medio ambiente, y todo ello acabará afectando seriamente a la economía de los países. Por tanto, sería beneficioso para Europa desde un punto de vista económico y ambiental mejorar el aprovechamiento de dichos recursos. El presente paquete de medidas permitirá la evolución hacia una economía circular basada en la eficiencia en el uso de los recursos. La economía circular mantiene el valor añadido de los productos el mayor tiempo posible, reteniendo los recursos en la economía cuando un producto ha llegado al final de su vida, de modo que puedan continuar aprovechándose una y otra vez para crear más valor. Para que la economía circular funcione correctamente hay que introducir cambios en todas las fases de la cadena de valor, desde el diseño de los productos hasta los nuevos modos de conversión de los residuos en activo. Todo ello implica innovación tecnológica, organización, cambios en la política y en el comportamiento de los consumidores.

El correcto cumplimiento de dichas medidas podría suponer para las empresas de la UE unos ahorros netos de 600.000 millones de euros, el 8% de su volumen de negocios anual, además de reducir las emisiones totales anuales de GEI en un 2-4%. Los principales impedimentos que presentan actualmente estas medidas son las infraestructuras obsoletas, los modelos de negocio y las tecnologías actuales. Las empresas suelen carecer de información y capacidad para avanzar hacia la economía circular, el sistema financiero no suele ofrecer inversiones para las mejoras de la eficiencia y los hábitos de consumo tradicionales obstaculizan el desarrollo de nuevos productos y servicios.

Una economía circular “diseña” residuos e incluye la innovación en toda la cadena de valor, en lugar de basarse solamente en soluciones adoptadas al final de la vida útil de un producto. Algunos de los objetivos que la UE pretende conseguir con el Paquete de Economía Circular son las siguientes:

- Reducción de la cantidad de materiales necesarios para la prestación de un servicio concreto.
- Alargamiento de la vida útil de un producto.
- Reducción del consumo de energía y de materiales en las fases de producción y uso.
- Reducción del uso de materiales peligrosos o difíciles de reciclar en los productos o procesos de producción.
- Creación de mercados para materias primas recicladas.
- Diseño de productos que sean más fáciles de mantener, reparar o reciclar.
- Desarrollar con respecto al punto anterior los servicios necesarios para los consumidores.
- Incentivación y apoyo de la reducción de residuos y de la separación de alta calidad por parte de los consumidores.
- Incentivación de los sistemas de separación y recogida que reduzcan al mínimo los costes de reciclado.
- Estímulo de la oferta a los consumidores de una gama de opciones mejor y más amplia.

Todas estas ideas pueden resumirse en el diagrama de la Figura 1.29, donde aparecen las principales fases de un modelo de economía circular, cuya idea general es reducir al mínimo los recursos que escapan del círculo, para que el sistema funcione de modo óptimo.



Figura 1.29. Fases del modelo de Economía Circular para la UE. Fuente: Parlamento Europeo, 2015.

1. Fase de diseño y producción

Un mejor diseño puede hacer que los productos sean más duraderos o fáciles de reparar, actualizar o reelaborar. Puede ayudar también a los recicladores a desmontar los productos y recuperar componentes y materiales valiosos. En definitiva, ayuda a ahorrar recursos. Pero incluso en el caso de los productos mejor diseñados, si no se utilizan correctamente los recursos en los procesos de producción seguramente se acabarán generando más residuos y se perderán recursos. Por ello la Comisión Europea propone una serie de medidas para favorecer estas fases del producto:

- Aplicar requisitos a cada grupo de productos para promover la durabilidad, la capacidad de reparación y la reciclabilidad.
- Elaborar un plan de diseño ecológico y proponer requisitos de diseño ecológico aplicables a los visualizadores electrónicos.
- Crear un incentivo económico para diseñar mejores productos que puedan reciclarse más fácilmente.
- Promover la aplicación de las mejores técnicas disponibles (BREF) en los distintos sectores industriales.
- Ofrecer mejoras para el tratamiento de los residuos mineros.

- Facilitar la sustitución de sustancias y productos químicos peligrosos y ayudar a las empresas a tener acceso a tecnologías más innovadoras.
- Promover la simbiosis industrial.

2. Fase de consumo

Los hábitos que tienen los consumidores y las decisiones que toman a la hora de elegir un producto u otro están condicionados por la información a la que tienen acceso, la variedad de productos y el precio. Dada la confusión y la ambigüedad que generan ciertos tipos de información, los consumidores a menudo encuentran dificultades para diferenciar productos y confiar en sus características.

Las medidas a aplicar por la Comisión Europea en esta fase son las siguientes:

- Garantizar que las declaraciones ecológicas sean más fiables y que las normas en vigor se apliquen correctamente.
- Garantizar un mejor etiquetado de los productos.
- Mejorar la información sobre los períodos de garantía de los productos y la información sobre reparaciones y piezas de recambio disponibles, así como incluir información sobre la durabilidad.
- Medidas para evitar las prácticas de obsolescencia programada e impulsar actividades de preparación para la reutilización del producto.
- Impulsar la adopción de estos criterios por parte de las autoridades públicas y la contratación pública ecológica en toda la UE.

3. Fase de gestión de residuos (Recogida y Reciclado)

La conversión de los residuos en recursos es el elemento que cierra el círculo en los sistemas de economía circular. Es crucial por tanto adoptar medidas eficientes para el tratamiento de los residuos y su conversión en materias primas

secundarias (recicladas) que puedan reintroducirse de nuevo en el mercado. Hay que destacar que en la UE todavía se generan unas cinco toneladas de residuos por persona y año, y sólo se recicla eficazmente poco más de un tercio de esa cantidad. Seis Estados miembros han eliminado ya eficazmente el depósito en vertederos de los residuos municipales, reduciéndolo desde el 90% a menos del 5% en los últimos 20 años. En otros Estados miembros ocurre justo lo contrario, se deposita en vertederos más del 90% de los residuos y se recicla menos del 5%. Si se implantan correctamente las medidas que propone la Comisión Europea podrían generarse más de 180.000 puestos de trabajo directos en la UE para 2030 y se cubriría entre el 10% y el 40% de la demanda de materias primas. Además, se reduciría la cantidad de basura marina que contamina las playas y perjudica a la flora y fauna. Aparte de las medidas ya mencionadas en las Directivas anteriores, otras medidas a implementar serían las siguientes:

- Reducir en un 40% las emisiones de GEI para 2030.
- Reducir el vertido de basura al mar en un 13% para 2020 y un 27% para 2030.

4. Fase de conversión de residuos a recursos

Cuando se realiza correctamente la gestión de los residuos, pueden reciclarse y convertirse en nuevas materias primas para fabricar nuevos productos. Actualmente el mercado de materias primas recicladas representa un pequeño porcentaje en la UE debido a la incertidumbre de los fabricantes sobre la calidad de dichos materiales.

Por ello resulta esencial que se haga hincapié en mejorar los sistemas de gestión de residuos para que la calidad sea buena, así como mejorar las normas de calidad relativas a materias recicladas. Las medidas que propone la Comisión son las siguientes:

- Elaborar normas de calidad aplicables a las materias primas recicladas y proponer mejoras en las normas sobre “final de vertido”.

- Llevar a cabo una revisión del reglamento de la UE sobre fertilizantes a fin de ofrecer más información sobre los fertilizantes orgánicos y hechos a base de residuos.
- Promover la reutilización de las aguas residuales tratadas.
- Llevar a cabo análisis sobre la presencia de sustancias peligrosas y sustancias químicas en los productos, así como mejorar la trazabilidad y la gestión del riesgo de sustancias en el proceso de reciclado.
- Facilitar la circulación transfronteriza de materias primas recicladas en la UE.
- Fomentar el uso de materiales reciclados.

1.4.2. Normativa nacional

- **Real Decreto 293/2018, de 18 de mayo, sobre reducción del consumo de bolsas de plástico**

Los actuales niveles de consumo de bolsas de plástico producen unos altos niveles de residuos dispersos, suponen un uso ineficaz de los recursos y es previsible que aumenten si no se toman las medidas adecuadas. Las bolsas de plástico dispersas provocan contaminación en el medio ambiente y agravan el problema generalizado de la basura marina, lo que supone una amenaza para los ecosistemas acuáticos en el ámbito mundial. Las bolsas de plástico con un espesor de menos de 50 micras (bolsas ligeras), se reutilizan con menor frecuencia que las bolsas más gruesas. Por consiguiente, las bolsas de plástico ligeras se convierten en residuos más rápidamente y tienden a dispersarse como basura con mayor frecuencia debido a su reducido peso. Las tasas actuales de reciclado de bolsas de plástico ligeras son muy bajas y, debido a una serie de dificultades prácticas y económicas, no es probable que alcancen niveles significativos en el futuro próximo. Sin embargo, este Real Decreto recoge algunas medidas a implementar de cara a un futuro cercano:

A partir de enero de 2020, se prohíbe la entrega a los consumidores, en los puntos de venta, de bolsas de plástico fragmentables. Para esta misma fecha, las bolsas de plástico de espesor igual o superior a 50 micras deben contener al menos un 50% de plástico reciclado.

A partir de enero de 2021, se prohíbe la entrega a los consumidores, en los puntos de venta, de bolsas de plástico ligeras que no sean compostables.

• **PLAN ESTATAL MARCO DE GESTIÓN DE RESIDUOS (PEMAR) 2016-2022**

Según Salvador (2016), este nuevo plan, que sustituye al Plan Integral de Residuos (PIR) introduce modificaciones que permiten cumplir con los objetivos propuestos por las leyes y reales decretos anteriores en materia de producción y gestión de residuos. La finalidad general del plan es sustituir la economía lineal actual que impera en España por una economía circular que se adecúe a los objetivos propuestos por la UE y que permita reincorporar al proceso productivo los materiales de interés que contienen los residuos, para fabricar nuevos productos similares utilizables. Ello permitirá ganar eficiencia en el uso de los recursos.

Esta misma autora afirma que la principal novedad del PEMAR es que hace más hincapié en que las Comunidades Autónomas sean responsables y cumplan con los objetivos nacionales propuestos dentro de su territorio. Además, todas las entidades locales deben poner a disposición los medios a su alcance para cumplir con dichos objetivos. Entre los objetivos propuestos por el PEMAR, en líneas generales, destacan los siguientes:

- Aplicar la jerarquía de gestión de residuos: reutilización, reciclado, valorización y eliminación.
- Implantar y asegurar el correcto funcionamiento de la recogida selectiva de residuos.
- Potenciar medidas para incrementar la reutilización y el reciclado, así como fomentar el mercado de materias primas secundarias.

- Considerar la incineración como una operación de valorización solo para ciertos tipos de residuos y siempre y cuando se alcance la eficiencia energética.
- Eliminar actividades que no cuenten con las autorizaciones pertinentes.
- Establecer un procedimiento único del registro de producción y gestión de residuos por vía electrónica.
- Implantar sistemas de depósito, devolución y retorno.
- Crear una comisión en materia de residuos que coordine a las diferentes administraciones competentes. Esto permitirá un mejor cumplimiento de los objetivos medioambientales.

Los objetivos cuantitativos se resumen en la Tabla 1.3.

Tabla 1.3. Objetivos propuestos para la reducción y reciclado de residuos de envases en España. Fuente: PEMAR 2016-2022.

Concepto	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
Preparación para la reutilización y el reciclado de residuos municipales.	50%	-	2020
Reciclar de la totalidad de envases	70%	-	2020
Reciclar de la totalidad de envases de plástico	40%	-	2020

El correcto funcionamiento y aplicación del plan propuesto permitiría alcanzar beneficios ambientales, económicos y sociales. Por un lado, la protección de la atmósfera, el agua, el suelo y el clima. Por otro lado, los beneficios económicos repercutirán sobre el sector de los residuos y el mercado de materias primas recicladas. Por último, también se beneficiará la sociedad de la creación de empleo generada en el sector del tratamiento de residuos.

• **Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.**

Esta Ley tiene por objeto regular la gestión de los residuos impulsando medidas que prevengan su generación y mitiguen los impactos adversos sobre la

salud humana y el medio ambiente asociados a su generación y gestión, mejorando la eficiencia en el uso de los recursos. Tiene asimismo como objeto regular el régimen jurídico de los suelos contaminados. Esta ley se aplica a todo tipo de residuos excepto a algunos ya regulados por otras normas. Se proponen objetivos específicos para los residuos destinados a la preparación para la reutilización y reciclado de residuos domésticos, así como objetivos destinados a la reducción y sustitución de las bolsas comerciales de un solo uso. La idea es promover los sistemas más sostenibles de prevención, reducción y gestión de los residuos de bolsas comerciales de plástico no biodegradable y sus alternativas. La Tabla 1.4 resume los objetivos propuestos para el reciclado y reducción del consumo de bolsas de un solo uso.

Tabla 1.4. Objetivos propuestos para el reciclado de residuos y la reducción del consumo de bolsas de un solo uso. Fuente: Ley 22/2011.

Objetivo	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
La cantidad de residuos domésticos y comerciales destinados a la preparación para la reutilización y el reciclado para las fracciones de papel, metales, vidrio, plástico, biorresiduos u otras fracciones reciclables deberá alcanzar, un mínimo en peso.	50%	-	Antes de 2020
Sustitución de bolsas comerciales de un solo uso de plástico no biodegradable.	60%	-	2013
	70%	-	2015
	80%	-	2016
	100%	-	2018

• **Real Decreto 252/2006, de 3 de marzo, por el que se revisan los objetivos de reciclado y valorización establecidos en la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases, y por el que se modifica el Reglamento para su ejecución, aprobado por el Real Decreto 782/1998, de 30 de abril.**

Este Real Decreto modifica los objetivos para reutilización, reducción y reciclado de envases propuestos por la Ley 11/1997 a raíz de los nuevos objetivos más exigentes propuestos por la normativa europea. Los objetivos ampliados y modificados de la ley 11/1997 son los recogidos en la Tabla 1.5.

Tabla 1.5. *Objetivos recientes para la reducción de los residuos de envases. Fuente: Real Decreto 252/2006.*

Concepto	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
Valorizar o incinerar en instalaciones de incineración de residuos con valorización de energía entre:	50%	65%	Desde la entrada en vigor
	60%		2008 y posteriores
Reciclar en peso de la totalidad de los materiales de envasado contenidos en los residuos de envases, con un mínimo del 15% en peso para cada material de envasado.	25%	45%	Desde la entrada en vigor
Reciclar en peso de los residuos de envases.	55%	80%	2008 y posteriores
Alcanzar los siguientes objetivos mínimos de reciclado de los materiales contenidos en los residuos de envases			
Vidrio, papel, cartón	60%	-	2008 y posteriores
Metales	55%		2008 y posteriores
Plásticos	22,5%		2008 y posteriores
Madera	15%		2008 y posteriores

• **Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.**

Consiste en un marco jurídico y técnico adecuado para las actividades de eliminación de residuos mediante depósito en vertederos, para regular las características de los vertederos y su correcta gestión y explotación. Otra de sus finalidades es proteger la salud de las personas y el medio ambiente. Se aplican estas normas a todos los vertederos subterráneos o en superficie, los vertederos de residuos no peligrosos o inertes con cierta capacidad o situados en poblaciones aisladas siempre y cuando el vertedero se destine a los residuos generados en dicha población. La Administración General del Estado y las Administraciones de las Comunidades Autónomas deben elaborar un programa conjunto de actuaciones para reducir los residuos biodegradables destinados a vertedero. Este programa incluirá medidas que permitan alcanzar los objetivos relativos a reciclado, compostaje y otras formas de valorización, como producción de biogás mediante digestión anaerobia.

El principal objetivo que propuso esta normativa es que la cantidad total de RSU destinados a vertedero no debe superar el 35% de la cantidad total de RSU generados en 1995, para el año 2016.

• **Real Decreto 782/1998, de 30 de abril, por el que se aprueba el Reglamento para el desarrollo y ejecución de la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases**

Tras la entrada en vigor de la Ley 11/1997 se aprobó este Reglamento para incluir la regulación de los planes empresariales de prevención de residuos de envases, imprescindibles para garantizar el cumplimiento efectivo de los objetivos de prevención y reducción descritos en la Ley 11/1997. Los planes empresariales de prevención se presentarán por primera vez en el plazo de un año cuando los residuos de envases susceptibles de generar a lo largo de un año natural superen ciertas cantidades. En el caso de los plásticos, por ejemplo, se dará cuando superen las 42 toneladas al año.

Estarán obligados asimismo los envasadores a elaborar un plan empresarial de prevención que, a lo largo de un año natural, pongan en el mercado una cantidad de productos envasados y, en su caso, de envases industriales o comerciales, que sea susceptible de generar residuos de envases en cuantía superior a ciertas cantidades. En el caso del plástico, cuando se alcancen las 21 toneladas.

• **Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases**

El principal objetivo de esta ley es prevenir y reducir el impacto sobre el medio ambiente de los envases y la gestión de sus residuos a lo largo de todo su ciclo de vida. Las medidas propuestas se aplican a todos los envases puestos en el mercado comunitario, e incluyen objetivos para la prevención de la producción de residuos, para el reciclado y para la valorización. Se incluyen también obligaciones para los envasadores y comerciantes de productos envasados y se proponen medidas a tomar por los Sistemas Integrados de Gestión de Residuos de Envases

para que funcionen correctamente en las distintas autonomías. Los objetivos propuestos se recogen en la Tabla 1.6.

Tabla 1.6. Objetivos propuestos para la gestión de residuos de envases. Fuente: Ley 11/1997.

Objetivo	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
Reducción de los residuos de envases generados	10%	-	2001
Reciclaje de los residuos de envases generados. Mínimo de un 15% de cada material del envasado	25%	45%	2001
Valorización de los residuos de envases generados	50%	65%	2001

1.4.3. Normativa autonómica

- **Decreto 131/2021, de 6 de abril, por el que se aprueba el Plan Integral de Residuos de Andalucía. Hacia una Economía Circular en el Horizonte 2030**

El PIRec 2030 tiene el propósito de llevar la excelencia a la gestión de residuos, contando para ello con medidas que involucran a los ciudadanos y grandes gestores, junto con los sistemas de responsabilidad ampliada y las autoridades locales.

Se impulsa la innovación y la simbiosis industrial como instrumentos para un uso eficaz de los recursos y un aumento de la reutilización, la reciclabilidad y la valorización material, con el objetivo de reducir la generación de residuos y la cantidad final que se elimina en vertederos. Siguiendo estas directrices, el nuevo plan se estructura en 8 objetivos generales, 68 específicos y 160 medidas de actuación. Además, contempla una evaluación de los planes de residuos anteriores con el objeto de establecer los aspectos en los que se deben mantener o incrementar los esfuerzos.

También realiza un diagnóstico de la situación actual en Andalucía y se analizan los aspectos de generación, gestión, reciclaje y cumplimiento de objetivos de los principales flujos de residuos peligrosos y no peligrosos de Andalucía. Las acciones se concentran en gran medida en los residuos municipales, por ser la

fracción más abundante y de más difícil gestión. Para poder cumplir con su cometido, estos son los principales objetivos del Plan:

Garantizar una adecuada gestión de la totalidad de los residuos generados y trasladados en el territorio, procurando el estricto cumplimiento del orden jerárquico establecido en la directiva comunitaria en materia de residuos.

Impulsar la innovación, en el ámbito de aquellas iniciativas que favorezcan las mejoras en los procesos de producción encaminadas a un uso más eficaz de los recursos y a una menor generación de residuos, a que el valor de los productos y materiales se mantenga durante el mayor tiempo posible, así como a un aumento de la reutilización, la reciclabilidad y la valorización material que implique una reducción de la eliminación.

Favorecer la simbiosis industrial de forma que los subproductos generados en unas actividades se conviertan en las materias primas de otras. Fomentar la utilización, por parte de las empresas, de materias primas secundarias para aprovechar al máximo los recursos materiales y energéticos contenidos en los residuos y reducir, en lo posible, el consumo de recursos naturales.

Aplicar el principio de responsabilidad del productor a los agentes que ponen en el mercado productos que con su uso se convertirán en residuos, y el principio de «quien contamina, paga» a los generadores de residuos.

Reducir el vertido de los rechazos procedentes de los procesos de valorización y de la fracción de residuos no reciclables mediante su valorización.

Analizar la eficiencia de los actuales sistemas de recogida, optimizar los tratamientos y efectuar una evaluación integrada de los procesos completos de gestión, desde la producción hasta la gestión final.

• **Decreto 73/2012, de 20 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía**

Este Decreto supone un paso decisivo para conseguir los objetivos establecidos en la Ley 22/2011, de 28 de Julio, de Residuos y Suelos contaminados, y en el PEMAR 2016-2022. Este Decreto establece una norma común para la

gestión de los residuos independientemente de peligrosidad o no de los mismos. Los principales objetivos que han impulsado la elaboración de este Decreto han sido la necesidad de aclarar conceptos clave como la valorización, el reciclado o la eliminación, desarrollar medidas relativas a la prevención y gestión, incluido el establecimiento de objetivos, junto con el debate sobre la definición de residuo y la aparición de nuevas figuras de gestión. En la Tabla 1.7 se recogen las medidas y objetivos propuestos para reducir y utilizar los residuos en Andalucía.

Tabla 1.7. Medidas y objetivos propuestos para reducir y reutilizar los residuos en Andalucía. Fuente: Decreto 73/2012.

Concepto	Mínimo	Máximo	Año de cumplimiento
Preparación para la reutilización y el reciclado de residuos reciclables.	50%	-	2020
Mejorar la separación de fracciones recuperables en las instalaciones de gestión con respecto a 2015.	10%	-	-
Reducir el rechazo procedente de plantas de recuperación enviados a vertedero	30%	-	2019
Recogida de residuos plásticos agrícolas	100%	-	2015
Destinar residuos plásticos agrícolas a valorización (material o energética)	85% (de lo recogido)	-	2015
Reducción de las toneladas de envases generados con respecto a 2006	4%	-	2012
Sustitución de las bolsas de plástico de un solo uso.	100%	-	2018

1.5. Los materiales plásticos y el medio ambiente

Para fabricar plástico se necesita petróleo, con el que se obtienen ciertos productos petroquímicos que permiten fabricar granza virgen. Después, esta granza pasa por la industria transformadora y se convierte en un producto plástico. La fabricación de estos productos presenta dos problemas importantes: su alta dependencia de los combustibles fósiles (más del 90% de su materia prima son petróleo y gas) y el coste de la materia prima. Según la Fundación Ellen McArthur, anualmente se utiliza entre un 4% y un 8% de la producción mundial de petróleo para fabricar plástico. De esta cantidad, aproximadamente la mitad se

utiliza como materia prima y la otra mitad como combustible. Como ya se ha visto anteriormente, la producción de plásticos está creciendo de forma exponencial y si se mantiene así, para el año 2050 se necesitará el 20% de la producción mundial de petróleo para fabricar plásticos. Esto supondría no solo un grave problema ambiental sino también económico, ya que se ha estimado que la producción anual de plástico crece a un ritmo del 3,4% anual (PlasticsEurope, 2018) mientras que el crecimiento en la producción de petróleo no supera el 0.5% anual.

Otro de los problemas que lleva asociada la fabricación masiva de plásticos son las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). El “efecto invernadero” es el calentamiento que se produce cuando ciertos gases de la atmósfera de la Tierra retienen el calor. Estos gases dejan pasar la luz, pero mantienen el calor como las paredes de cristal de un invernadero. Cuantos más gases de invernadero haya en la atmósfera, más calor es retenido. Si las concentraciones de estos gases aumentan de forma desproporcionada, la temperatura de la superficie terrestre aumenta más rápido de lo normal con el consecuente derretimiento de grandes masas de hielo y la subida del nivel del mar. A este fenómeno se le conoce como “calentamiento global”. Más del 60% de los GEI emitidos es CO₂ procedente del uso de los combustibles fósiles y de los procesos industriales. Otro de los gases más emitidos es el metano (CH₄) procedente también de actividades industriales, de la agricultura y del tratamiento de residuos. Los sectores que más GEI emiten son la industria, la electricidad y la agricultura y usos del suelo (Figura 1.30).

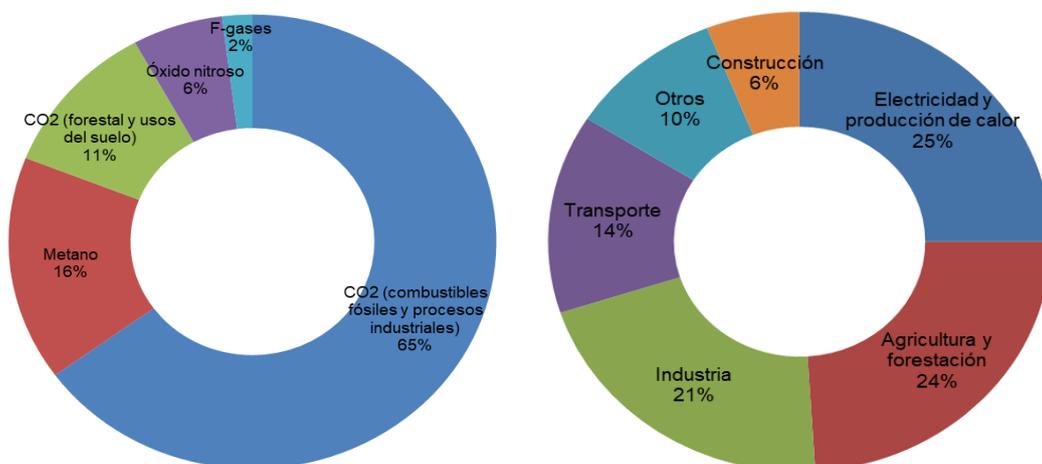


Figura 1.30. Principales GEI emitidos a la atmósfera y sectores que más emiten. Fuente: IPCC (2014).

La tendencia en la emisión de GEI es preocupante, ya que desde los años 50 está creciendo a un ritmo muy acelerado, y en 2010 las emisiones superaron los 9.000 millones de toneladas de carbono emitido (Figura 1.31).

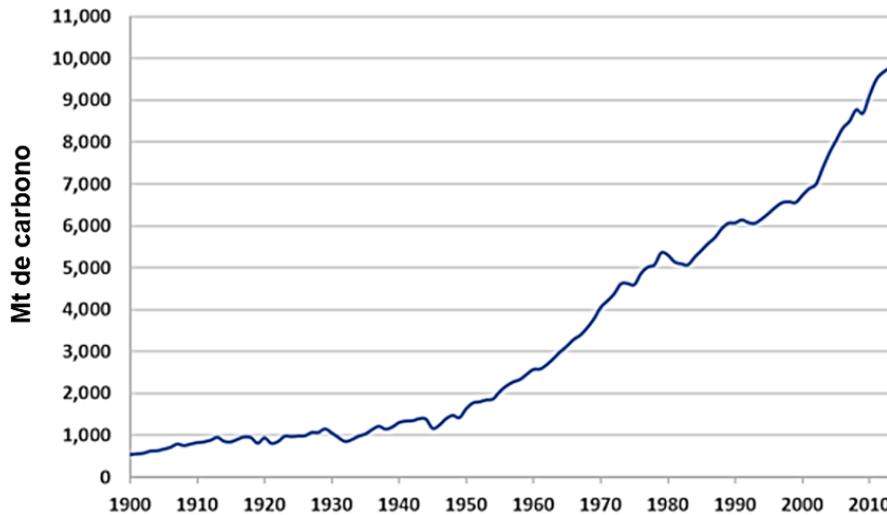


Figura 1.31. Emisiones globales de carbono procedente de los combustibles fósiles en el período 1900-2014. Fuente: Boden et al., (2017).

En la industria del plástico, las emisiones de GEI están asociadas tanto a la producción como al uso posterior que se les dé a los plásticos. En 2012, estas emisiones ascendieron a unos 390 millones de toneladas de CO₂ en todo el mundo solo en la industria del plástico. Según un informe de la UNEP (2014), la fabricación de productos plásticos, incluida la extracción de las materias primas, genera emisiones de GEI con un coste de capital natural de 23.000 millones de dólares. La mayoría de las emisiones de GEI dependen en gran medida del camino que siguen los plásticos una vez que se han convertido en residuos. Si el crecimiento actual del uso de los plásticos continúa como se ha descrito al comienzo del epígrafe, en 2050 la emisión de GEI a nivel mundial representará el 15% del presupuesto anual de carbono frente al 1% actual. Aunque los plásticos pueden suponer ganancias reales en la eficiencia de los recursos y ayudar a reducir las emisiones de carbono con respecto a otros materiales tradicionales, estas cifras muestran que es crucial abordar el impacto de los GEI derivado de la producción de plásticos y el tratamiento posterior al uso. En la Figura 1.32 se muestra un pronóstico del aumento de las emisiones de GEI junto con la producción de plástico y el consumo de petróleo.

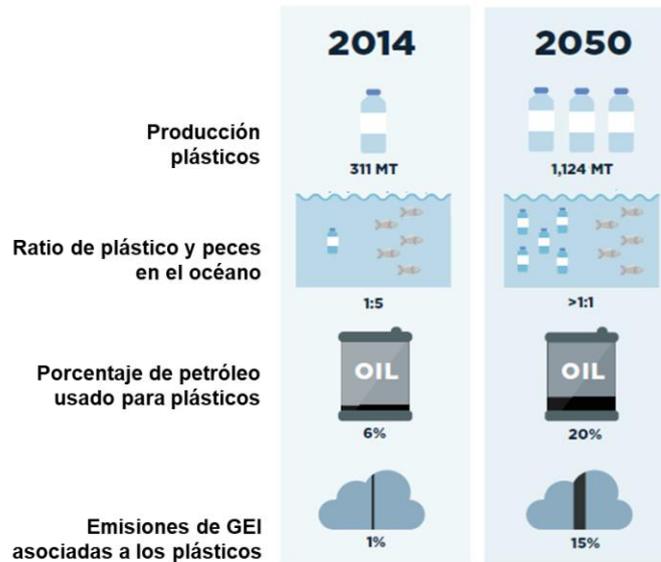


Figura 1.32. Pronóstico de crecimiento en la producción de plásticos, aumento en el consumo de petróleo y aumento en las emisiones de GEI para 2050. Fuente: World Economic Forum (2016).

En la Unión Europea ya se están tomando medidas para reducir las emisiones de GEI mediante el conocido como Horizonte 40:30:30, cuyos objetivos para el año 2030 son reducir las emisiones de efecto invernadero en un 40%, aumentar la cuota de energías renovables en un 32% y mejorar la eficiencia energética en otro 32%.

Otro de los problemas asociado al consumo desmedido de plástico es la gran cantidad de residuos de este tipo que se generan y la mala gestión que sufren en todo el mundo. De acuerdo con Geyer et al., (2017) (Figura 1.33), en el año 2015 se generaron aproximadamente 300 millones de toneladas de residuos plásticos en todo el mundo. Estos residuos pueden seguir tres caminos diferentes: reciclaje mecánico, mediante el cual el residuo se transforma de nuevo en un producto utilizable similar al original; valorización energética, que consiste en la incineración de residuos para obtener energía; y por último los vertederos, lugares en los que se acumulan los residuos que no son reciclados, generando falsos paisajes de basura.

Antes de 1980, el reciclado e incineración del plástico eran insignificantes. Desde entonces, sólo los plásticos termoplásticos y algunas resinas no fibrosas han sido objeto de importantes esfuerzos por reciclar. Las tasas mundiales de reciclado e incineración han aumentado lentamente del 15% al 18%, y del 14% al 23%

respectivamente (desde 2010 a 2014). Son porcentajes muy bajos en comparación con el 58% de los residuos que son eliminados en vertederos, unos 175 millones de toneladas anuales. Según Geyer et al., (2017), las tasas de reciclado más elevadas en 2014 se registraron en Europa (un 30% aproximadamente) y China (un 25% aproximadamente), mientras que en los Estados Unidos el reciclado de plásticos se ha mantenido en un irrisorio 9% desde 2012. En este país, la cantidad de residuos que acaba en vertederos es del 75%. Por desgracia, hay muchos países del mundo donde las tasas de reciclado son todavía menores que en EE.UU.

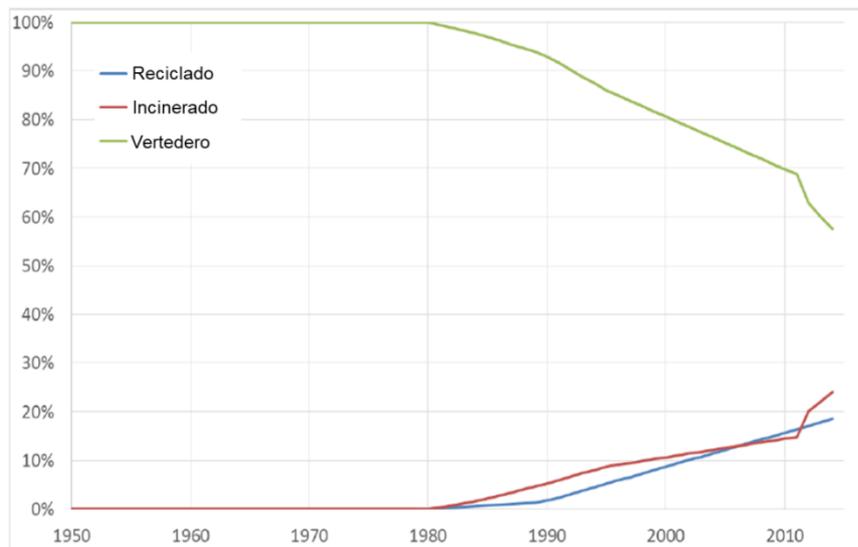


Figura 1.33. Porcentajes globales estimados de residuos plásticos reciclados, incinerados y depositados en vertedero. Fuente: Geyer et al., (2017).

En Europa y China, las tasas de incineración han aumentado también hasta alcanzar el 40 y el 30%, respectivamente, en 2014. Sin embargo, la incineración no es un método realmente limpio de tratar estos residuos. Es un proceso de reciclaje en el que se quema el plástico en presencia de oxígeno para la recuperación de energía, obteniendo bio-combustibles, gases y otros productos. Esto permite sustituir los combustibles fósiles por el combustible obtenido, reduciendo así su consumo y la contaminación que lleva asociada su uso. Sin embargo, durante el proceso de combustión se producen gases de efecto invernadero y compuestos altamente tóxicos para la salud como las dioxinas, policlorados o furanos.

Los métodos realmente efectivos para reducir el impacto ambiental de los residuos plásticos son el reciclado mecánico y algunos procesos de reciclado

químico como la pirolisis, similar a la incineración pero que permite destruir los componentes tóxicos que se forman durante la combustión del plástico a altas temperaturas, obteniendo como productos finales solo CO₂ y H₂O.

Hasta ahora se han comentado únicamente los problemas medioambientales terrestres y atmosféricos asociados a la producción y uso de plásticos, pero la realidad es que el mayor problema de contaminación derivado de esta actividad se produce en el medio marino. Cada año se vierten al mar ocho millones de toneladas de basura (Rojo-Nieto and Montoto, 2017), de las cuales el 80% es plástico que tarda cientos de años en degradarse, como es el caso de los envases o las redes de pesca. Según la Fundación Ellen McArthur, esta cantidad se habrá duplicado para 2030 y cuadruplicado para 2050 si no se toman las medidas adecuadas.

Además, la UNEP (2016) afirma que la cantidad de basura vertida al mar puede verse incrementada hasta un 40% en la temporada de verano, cuando el turismo llega a las playas y zonas de costa. Más alarmante todavía, esta organización afirma que lo que se ve en superficie es tan solo el 15% del total de la basura marina, mientras que otro 15% permanece flotando en la columna de agua y el 70% restante descansa sobre el fondo marino.

Las comunidades costeras son las más afectadas, ya que un tercio de la población mundial vive en los 50 primeros km de franja costera, y hay muchos países que no cumplen adecuadamente con la gestión de estas basuras para impedir que lleguen al mar. Los países que más vierten son China y la zona del Sudeste Asiático (Figura 1.34).

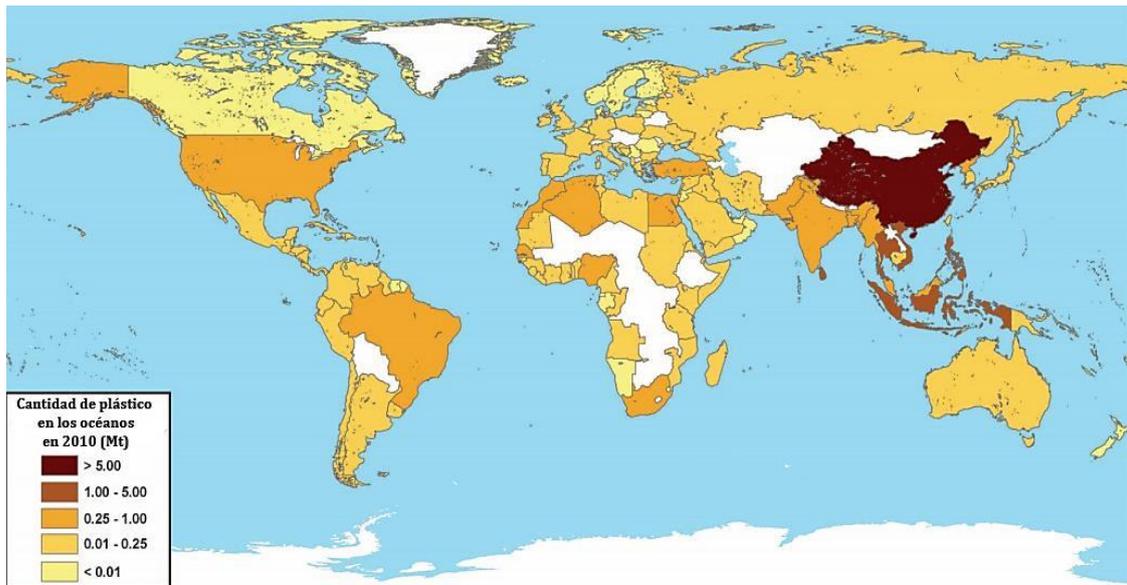


Figura 1.34. Cantidad de basura vertida por los países del mundo en 2010. Fuente: Jambeck et al., (2015).

Como ya se ha comentado, el 80% de la basura vertida al mar son plásticos, de los cuales el 62% son envases (Figura 1.35). Estos plásticos a menudo tardan cientos de años en degradarse en el mar. También es digno de mención el caso de los microplásticos, fragmentos inferiores a 5 mm que pueden proceder de la degradación física y química de plásticos más grandes, o llegar directamente al mar por vertido de productos que los contienen, como los cosméticos o dentífricos. Estos materiales suelen flotar debido a su baja densidad, pero la acción de ciertos microorganismos puede hacerlos descender en la columna de agua, ocasionando problemas a la fauna del fondo. Según Eriksen et al (2014), hay alrededor de 250.000 toneladas de diminutas partículas de plástico flotando en los océanos del mundo. Además, los tiempos de descomposición de los materiales que se encuentran en el mar son muy largos como se muestra en la Figura 1.36.

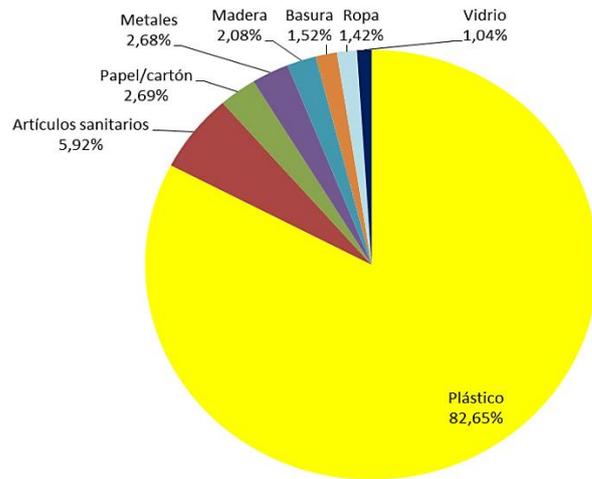


Figura 1.35. Composición de la basura marina a nivel mundial. Fuente: OSPAR Commission, (2015).

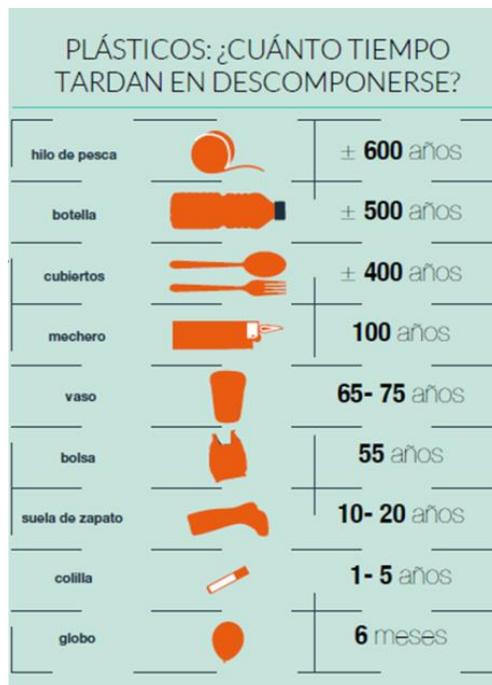


Figura 1.36. Tiempo de descomposición de algunos residuos en el mar. Fuente: Greenpeace, (2017).

Por otra parte, cuando se analiza la composición de la basura marina hay que tener en cuenta también la lista top ten de objetos más frecuentes dentro de esta basura. El top ten viene representado por los objetos que componen el 80% del total de la basura marina. Según la UNEP (2016), el top ten global de basura en el mar sería el que se muestra en la Figura 1.37, teniendo como objeto predominante los cigarrillos.

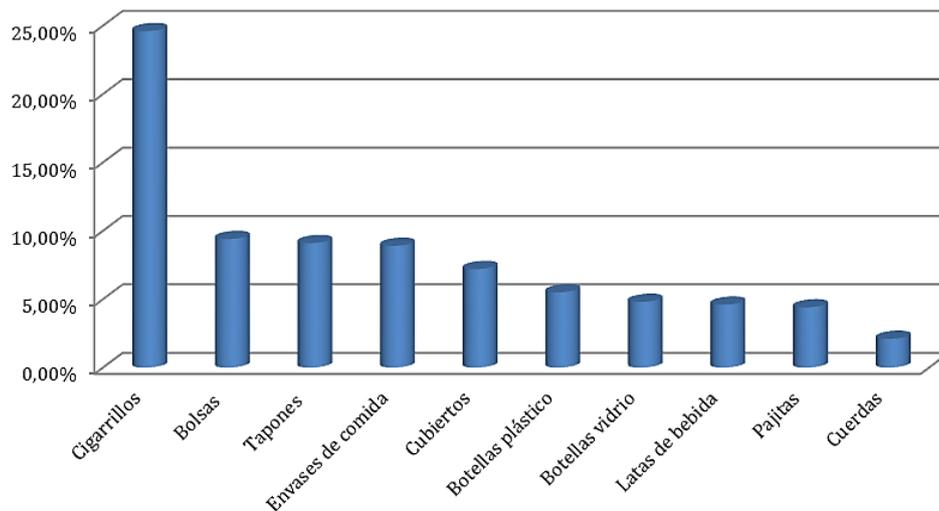


Figura 1.37. Top ten de artículos presentes en la basura marina. Fuentes: UNEP (2016).

Los problemas que ocasiona el vertido de plásticos al mar no son solo ambientales, sino que afectan a la economía de ciertas zonas costeras y también a la salud humana.

Problemas medioambientales

- Enredos en el plástico e ingestión de éste por parte de la fauna marina (peces, tortugas y algunos mamíferos como las focas son los más afectados): según un estudio realizado por Clean Up Greece (2007), cada año mueren por esta causa un millón de aves marinas y en torno a 100.000 mamíferos marinos. Además, según el Convenio para la Diversidad Biológica, el 15% de las especies afectadas son especies en peligro de extinción.
- Daños en arrecifes de coral cuando al hundirse un plástico pesado se queda a modo de capa aislante sobre el arrecife, impidiendo su desarrollo.
- Aparición de especies exóticas en zonas donde no deberían estar, debido a la presencia de basura marina a la deriva que puede atraerlas.
- El problema de los microplásticos a menudo pasa desapercibido porque no es visible, pero la realidad es que ocasionan incluso más

problemas que los macroplásticos para la fauna: alteraciones en la alimentación, respiración, crecimiento y reproducción de un gran número de especies marinas, siendo los más afectados bivalvos como mejillones y ostras, y la mayor parte del plancton. Según Cabrera (2017), en la actualidad unas 600 especies marinas están afectadas por la contaminación y sufren estos impactos.

Problemas económicos

El impacto económico afecta tanto al sector pesquero como al sector turístico, pero de forma resumida, los principales problemas que se presentan serían los siguientes:

- Disminución de capturas por parte de los pescadores, debido a la cantidad de especies que mueren y las que quedan atrapadas en redes de pesca abandonadas en los fondos.
- Daños materiales en los barcos, al producirse enredos en las hélices, timones, etc., con las redes y plásticos que hay en el mar.
- Fenómeno de la “pesca fantasma”: las redes y aparejos que quedan abandonados siguen capturando peces en el fondo marino, ocasionando cientos de muertes innecesarias que disminuyen las probabilidades de captura a los pescadores. Según un estudio, una red de 1500 metros de largo que estuvo un mes a la deriva y recorrió 60 millas, capturando a 99 aves marinas, dos tiburones y 75 salmones.
- El impacto estético de la basura en la playa influye negativamente en el turismo, y disminuye la economía de la zona.
- El gasto municipal asignado a la limpieza diaria de playas y aguas es cada vez más elevado, evitando que este dinero pueda destinarse a otras causas más necesitadas.

Impactos en la salud humana

De forma indirecta, si un organismo ingiere microplásticos los puede ir transmitiendo a lo largo de la cadena trófica hasta llegar al ser humano cuando consume productos marinos, ocasionando problemas en su salud.

Algunos plásticos pueden ocasionar daños y heridas a los bañistas de la playa. Muchos de los plásticos que proceden de actividades terrestres llevan sustancias tóxicas y contaminantes que afectan a la calidad del agua y pueden suponer un riesgo para los bañistas (Figura 1.38).



Figura 1.38. Ejemplos de contaminación en playas y ambientes acuáticos.

1.6. Referencias

- AIMPLAS (2016). La industria del plástico: Cifras relevantes (2016). 8 p.
- Andalucía. Decreto 73/2012, de 20 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, 26 de abril de 2012, núm. 81, 74-152.
- ANEP-PET (2016). Conociendo el PET: usos y propiedades. <https://www.anep-pet.com/index.php/conociendo-el-pet/usos-y-propiedades>.
- Areizaga, J., Cortázar, M.M., Elorza, J.M., Iruin, J.J. (2002). *Polímeros*. Editorial Síntesis. San Sebastián, España.
- Barres, T. (2007). Los residuos de plástico de uso agrario. Ministerio de Medio Ambiente y Agricultura. Editorial Centro de Publicaciones Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, España, 48 p.
- Boden, T.A., Marland, G., Andres, R.J. (2017). Global, regional, and national fossil-fuel CO₂ emissions. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A. https://doi.org/10.3334/CDIAC/00001_V2017
- Cabrera, C. (2017). En el 2050 habrá más plástico que peces en el mar. <http://www.eltiempo.com/vida/medio-ambiente/informe-de-la-onu-sobre-contaminacion-del-mar-por-plastico-78184>
- Centre for Industry Education Collaboration (CIEC) (2017). *Polymers: Polyethylene. The Essential Chemical Industry online*. <http://www.essentialchemicalindustry.org/polymers/polyethene.html>
- Cequiera, M., Alves, C., Medeiros, C., Magalhaes, R.R., De Carvalho, T.H. (2015). Evaluation of aging in air of poly(ethylene terephthalat) in oxygen plasma. *Materials Research*, 18 (5), 891-896. <https://doi.org/10.1590/1516-1439.305814>
- Ceresana (2015). *Market study: Plastics - Europe*. 700 p.
- CESCE (2016). *Informe sectorial de la economía española. Sector químico (CESCE, eds.)* 56 p.
- Cicloplast, Anarpla (2017). *Cifras y datos clave de los plásticos y su reciclado en España. Datos de 2017. Informe anual*. 17 p.

Clean Up Greece, Helmepa and Mio-Ecsde (2007). Public awareness for the management of marine litter in the Mediterranean. Athens, 96 p.

Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (2021). Plan Integral de Residuos de Andalucía. Hacia una economía circular en el horizonte 2030. Sevilla, 360 p.

DIRCE (2015). Estructura y dinamismo del tejido empresarial en España. Notas de prensa, Instituto Nacional de Estadística, 7 p.

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. PLOS One, 9 (12), 1-15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

España. Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases. Boletín Oficial del Estado, 25 de abril de 1997, núm. 99, 13270-13277.

España. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, 29 de julio de 2011, núm. 181, 85650-85705.

España. Real Decreto 782/1998, de 30 de abril, por el que se aprueba el Reglamento para el desarrollo y ejecución de la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases. Boletín Oficial del Estado, 1 de mayo de 1998, núm. 104, 14701-14716.

España. Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Boletín Oficial del Estado, 29 de enero de 2002, núm. 25, 3507-3521.

España. Real Decreto 252/2006, de 3 de marzo, por el que se revisan los objetivos de reciclado y valorización establecidos en la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases, y por el que se modifica el Reglamento para su ejecución, aprobado por Real Decreto 782/1998, de 30 de abril. Boletín Oficial del Estado, 4 de marzo de 2006, núm. 54, 8961-8967.

España. Real Decreto 293/2018, de 18 de mayo, sobre reducción del consumo de bolsas de plástico y por el que se crea el Registro de Productores. Boletín Oficial del Estado, 19 de mayo de 2018, núm. 122, 51591-52601.

Fenichell, S. (1996). *Plastic: the making of a synthetic century*. Editorial HarperCollins Nueva York, Estados Unidos.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Lavender, K. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

GlobalData (2014). Global demand, capacity and prices for polypropylene – end-use sectors in Asia Pacific to drive growth. 16 p.

Greenpeace (2017). La problemática de los plásticos en Europa. Informe anual. 8 p.

Hermida, E. (2011). Polímeros. En J.M. Kirschenbaum (Ed.), *Colección Materiales y Materias primas*, 5-70. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, República Argentina.

IHS Chemical (2015). Market drivers, supply and demand for PVC. 22 p.

IPCC (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1454 p.

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Lavender, K. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Research*, 347, 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Maddah, H. (2016). Polypropylene as a promising plastic: A review. *American Journal of Polymer Science*, 6 (1). <https://doi.org/10.5923/j.ajps.20160601.01>

Mbulu, J.C. (2008). Preparation of polystyrene with higher Tg based on triple hydrogen bond interactions. https://www.memoireonline.com/09/09/2681/m_Preparation-of-Polystyrene-with-Higher-Tg-Based-on-Triple-Hydrogen-Bond-Interactions4.html

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2016). *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022*. Madrid, 182 p.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) (2010). Capítulo II. Actividades sectoriales del MARM durante 2009. D) Gestión de residuos. En *MARM: El medio ambiente y el medio rural y marino en España 2009*, Editorial Centro de Publicaciones Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, 338-428.

OSPAR Commission (2015). Marine Litter. <https://www.ospar.org/work-areas/eiha/marine-litter>.

Parlamento europeo (2015). El Parlamento europeo debate hoy un informe sobre Economía Circular. <https://www.residuosprofesional.com/eurocamara-debate-economia-circular/>.

PlasticsEurope (2018). Plastics – The facts 2018. An analysis of European plastics production, demand and waste data. <http://www.plasticseurope.org/information-centre/publications.aspx>.

Ribes, A., Vilaplana, F. y Contat, L. (2008). Aspectos fundamentales de los polímeros. Degradación y reciclaje de plásticos. Editorial Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.

Rojo-Nieto, E., Montoto, T. (2017). Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. Ecologistas en Acción (ed.), 54 p.

Salvador, B. (2016). Conoce las claves del Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR). <https://reciclajesleonardo.com/2016/01/11/conoce-las-claves-del-plan-estatal-marco-de-gestion-de-residuos-pemar/>

STATISTA (2014). Distribution of polystyrene consumption worldwide as of 2014, by end use. <https://www.statista.com/statistics/615575/distribution-of-polystyrene-consumption-worldwide-by-end-use/>

Tecnología de los plásticos (2012). PET. Blog dedicado a los materiales plásticos, características, usos, fabricación, procesos de transformación y reciclado. <https://tecnologiadelosplasticos.blogspot.com/2011/05/pet.html>

UNEP (2014). Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry. 116 p.

UNEP (2016). Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. 274 p.

Unión Europea. Directiva (UE) 2019/904 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, relativa a la reducción del impacto de determinados productos de

plásticos en el medio ambiente. Diario Oficial de la Unión Europea, L 155/1, 12 de junio de 2019.

Unión Europea. Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos. Diario Oficial de la Unión Europea, L 150/109, 14 de junio de 2018.

Unión Europea. Directiva (UE) 2018/852 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases. Diario Oficial de la Unión Europea, L 150/141, 14 de junio de 2018.

Unión Europea. Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos. Diario Oficial de la Unión Europea, L 150/100, 14 de junio de 2018.

Unión Europea. Comunicación (UE) 398 final de la Comisión, de 2 de julio de 2014. Hacia una economía circular: un programa de cero residuos para Europa.

Unión Europea. Comunicación (UE) 614 final de la Comisión, de 2 de diciembre de 2015. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular.

Unión Europea. Directiva (UE) 2015/720 del Parlamento europeo y del consejo, de 29 de abril de 2015, por la que se modifica la Directiva 94/62/CE en lo que se refiere a la reducción del consumo de bolsas de plástico ligeras. Diario Oficial de la Unión Europea, L 115, 6 de mayo de 2015, pp. 11-15.

Vincent, M.C., Álvarez, S., Zaragoza, J.L. (2006). Principales polímeros comerciales. Valencia, España, Editorial Universidad Politécnica de Valencia.

World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company (2016). The new plastics economy - Rethinking the future of plastics. <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>.



CAPÍTULO 2

CUANTIFICACIÓN, IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL PLÁSTICO TIPO FILM CONTENIDO EN LA FRACCIÓN ORGÁNICO-RESTO DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS

CAPÍTULO 2. CUANTIFICACIÓN, IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL PLÁSTICO TIPO FILM CONTENIDO EN LA FRACCIÓN ORGÁNICO-RESTO DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS

2.1. Introducción

Los peligros que plantean los residuos de plásticos en el medio ambiente serían significativamente menores si la legislación europea vigente sobre residuos se aplicara de modo adecuado. Los vertederos siguen siendo la vía predominante de eliminación de los residuos de plásticos en muchos Estados miembros, especialmente en el Sur y Este de Europa. La reducción drástica de las pérdidas de plásticos en el medio ambiente requeriría esfuerzos conjuntos a lo largo de tres ejes: mejorar la infraestructura de tratamiento y reciclado en los países con poca recuperación, aumentar el atractivo económico de mantener los materiales en el sistema productivo y reducir el impacto negativo de los envases plásticos.

Para afrontar esta problemática ambiental, el derroche de materias primas y la lucha contra el cambio climático, la Unión Europea ha puesto en marcha diversas medidas, entre las que cabe destacar:

- La aprobación por parte de la Unión Europea de la Primera Estrategia Europea sobre Plásticos en enero de 2018, como parte de la transición hacia la economía circular, con la que se le pretende dar un impulso al cambio de modelo actual de economía lineal, fomentando la prevención, reutilización y reciclado de residuos.

- El Libro Verde sobre una estrategia europea frente a los residuos de plásticos en el medio ambiente.

- Directiva (UE) 2015/720 sobre la reducción del uso de bolsas de plástico ligeras, que modifica la Directiva de envases 94/62/CE.

En este sentido, cabe destacar actuaciones específicas como es la reducción de bolsas comerciales de un solo uso de plástico no biodegradable. Se han creado grupos de trabajo especializados para el estudio de propuestas sobre la prevención

y la gestión de los residuos de estas bolsas. No obstante, puesto que el abandono de la producción y el uso de bolsas de plástico de un solo uso aún son lejanos, esta Tesis pretende avanzar en el conocimiento sobre su reciclaje.

Una de las novedades de esta Tesis Doctoral radica en el material objeto de estudio, pues se trata de plástico residual tipo film que es heterogéneo en tamaño, forma y composición. Además, es un material que se encuentra contaminado por materia orgánica y otros acompañantes (por ejemplo, papel) y que presenta cierto grado de humedad. Concretamente, este material va a ser suministrado por la empresa Fomento de Construcciones y Contratas, S.A. (FCC), gestora y explotadora de la Planta de Tratamiento Mecánico-Biológico del área metropolitana de Granada, Ecocentral Granada, que está situada en el término municipal de Alhendín, a unos 20 km de la ciudad de Granada.

En el siguiente esquema (Figura 2.1) se muestra el proceso de separación y pretratamiento que se realiza en esta planta, que se ha descrito en el capítulo de Introducción, observándose la procedencia del film, material de partida para este trabajo.

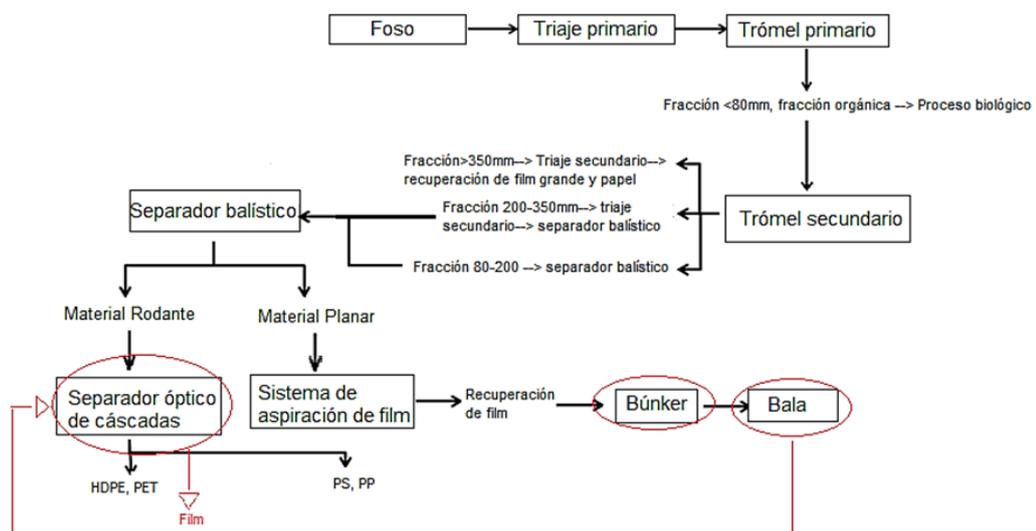


Figura 2.1. Esquema del pre-tratamiento mecánico realizado en el interior de la Ecocentral (Granada).

El objetivo general de este capítulo es la cuantificación, identificación y caracterización del plástico tipo film contenido en la fracción orgánico-resto de los residuos domiciliarios, como primer paso para estudiar su posible reciclado

mecánico para la obtención de una granza reciclada que pueda ser incorporada de nuevo al proceso de fabricación de bolsas. Además, el capítulo se ha completado con un amplio estudio de mercado sobre las bolsas comerciales de un solo uso que serían, finalmente, las que constituirían el material de partida de este trabajo, una vez depositadas en el vertedero.

En cuanto a los objetivos específicos de este capítulo, son los siguientes:

- Estimar la cantidad de plástico tipo film que entra a las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos (en adelante R.S.U.)
- Caracterizar las bolsas de plástico comerciales de un solo uso.
- Identificar los grupos de polímeros que están presentes en la fracción de plástico tipo film procedente de las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos.
- Determinar las principales características de la fracción film de polietileno.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1 Caracterización de bolsas de plástico comerciales de un solo uso

2.2.1.1. Bolsas de plástico comerciales de un solo uso analizadas

El estudio de mercado realizado se ha centrado en el análisis de bolsas de plástico comerciales de un solo uso, entendiendo por tales las bolsas que, por gramaje y características, se considera que tienen una vida útil limitada a un solo uso.

Para ello, se analizó en primer lugar un conjunto de 40 bolsas de plástico de un solo uso, adquiridas en 40 comercios distintos (hipermercados, supermercados, establecimientos pequeños y comercios urbanos) de la provincia de Granada. Estas bolsas se pueden diferenciar en tres tipos tal y como se indica (Figura 2.2): bolsa tipo camiseta, bolsa troquelada y bolsa con asas.



Figura 2.2. Tipología de bolsas analizadas.

En segundo lugar, se analizó un conjunto de 19 tipologías de bolsas de basura, adquiridas en 9 grandes superficies de la capital de Granada. Estas bolsas tienen distintos tamaños, pero la misma forma.

Para la caracterización de cada una de las bolsas, se preparó una plantilla con las distintas propiedades a medir, tal y como se muestra a modo de ejemplo para un tipo de bolsa en la Tabla 2.1. A continuación, se describen las distintas metodologías usadas para la determinación de los parámetros indicados en la tabla.

Tabla 2.1. Plantilla para la toma de datos de una bolsa tipo camiseta.

Nomenclatura de la bolsa	
 IMAGEN DE LA BOLSA	
<i>Material de fabricación indicado en bolsa</i>	
<i>Espesor medio (micras)</i>	
<i>Peso (g)</i>	
<i>Dimensiones:</i> 	
<i>Densidad (g/cm³)</i>	
<i>Punto verde</i>	
<i>Tipo de bolsa</i>	
<i>Espectro IR:</i>	IMAGEN DEL ESPECTRO OBTENIDO
<i>Calorimetría diferencial de barrido (DSC):</i>	IMAGEN DEL DSC OBTENIDO
<i>Residuo sólido (%):</i>	

2.2.1.2. Determinación de las características de las bolsas

- Determinación del peso y dimensiones

Para la determinación del peso todas las bolsas analizadas fueron pesadas en una balanza de precisión Adventurer Pro, modelo AV114C (Figura 2.3), que tiene un rango de pesaje de 110 a 0,0001 g. Las dimensiones fueron tomadas con un metro estándar de acuerdo a cada tipo de bolsa.



Figura 2.3. Báscula Adventurer Pro.

- Determinación de la densidad y el espesor

El espesor se determinó utilizando un micrómetro marca Baxlo Precision, que tiene un rango de medición de 12,5 a 0,001 mm (Figura 2.4). Para medir la densidad se utilizó un densímetro marca Mettler, que se basa en el Principio de Arquímedes, por el cual un cuerpo sólido sumergido en un fluido (en este caso se utilizó etanol), presenta una pérdida aparente de peso igual a la del fluido que desplaza. La densidad del sólido viene determinada por la siguiente ecuación:

$$\rho = \frac{A}{A - B}(\rho_0 - \rho_L) + \rho_L$$

Donde:

ρ = densidad de la muestra sólida

A = peso de la muestra en el aire

B = peso de la muestra en el etanol

ρ_0 = densidad del etanol (0,78 g/cm³)

ρ_L = densidad del aire (0,0012 g/cm³)



Figura 2.4. Micrómetro Baxlo Precision (izquierda) y densímetro Mettler (centro y derecha).

- Identificación del material mediante espectroscopía infrarroja

Con el fin de identificar el material o materiales plásticos que componen cada bolsa, se llevó a cabo análisis de Infrarrojos por Transformada de Fourier (FTIR) en un espectrofotómetro Perkin-Elmer, modelo Spectrum-65 (Figura 2.5), provisto de dispositivo de Reflectancia Total Atenuada (ATR) que permite medir muestras muy absorbentes, muy gruesas o irregulares, en la mayoría de los casos sin necesidad de preparación previa, en el rango de $4000-400\text{ cm}^{-1}$ y con una resolución de 2 cm^{-1} .

Un espectro infrarrojo representa una “huella dactilar” de una muestra que corresponden a las frecuencias de vibraciones entre los enlaces de los átomos que lo componen. Puesto que cada material es una combinación única de átomos, los compuestos no producen el mismo espectro infrarrojo. Por lo tanto, la espectroscopía infrarroja puede dar lugar a una identificación cualitativa de diferentes tipos de materiales, aunque no es apropiada para determinaciones cuantitativas.



Figura 2.5. Espectrofotómetro Perkin Elmer.

- Identificación del material mediante calorimetría de barrido diferencial (en inglés, Differential Scanning Calorimetry o DSC)

Otra técnica utilizada para determinar los tipos de plásticos presentes en la composición de los materiales analizados es la Calorimetría Diferencial de Barrido. Es una técnica que permite el estudio de aquellos procesos en los que se produce una variación de entalpía, como es el caso de la determinación de puntos de fusión o ebullición, calores específicos, entalpías de reacción o de otras transiciones de primer o segundo orden. En el caso de los materiales plásticos, se pueden determinar las temperaturas de transición vítrea y de fusión, hacer estudios de compatibilidad de polímeros, etc. En este caso, se utilizó para identificar los materiales presentes en las bolsas mediante la obtención de la temperatura de fusión de los distintos componentes. La técnica se realizó de acuerdo con la norma ISO 11357-3:2011.

El análisis se llevó a cabo en una balanza termogravimétrica TG-DSC marca Perkin-Elmer, modelo STA 6000 (Figura 2.6), siguiendo un procedimiento adecuado para este tipo de material y teniendo en cuenta la corrección por efecto memoria.



Figura 2.6. Balanza termogravimétrica Perkin Elmer.

- Determinación del residuo sólido

La determinación del residuo sólido del plástico permite conocer la cantidad de impurezas presentes en cada bolsa, normalmente debido a la incorporación de tintas y aditivos durante el proceso de fabricación. Este análisis se llevó a cabo mediante calcinación a 600°C en un horno-mufla marca Selecta, con un tiempo de residencia de 30 minutos de acuerdo con la norma internacional estándar ISO 3451-1:2008.

2.2.2. Identificación de los polímeros presentes en la fracción de plástico tipo film procedente de las plantas R.S.U.

La caracterización se llevó a cabo directamente en la Planta R.S.U. (Ecocentral) de Granada. Se tomaron aproximadamente 10-15 kg de muestra en un total de 16 lotes procedentes del bunker de film plástico y se procedió a separarlo en ocho fracciones diferentes (las más características dentro de la fracción orgánico-resto).

Las fracciones en las que se separó fueron las siguientes:

- Film de PE.
- Film negro PE.
- Film PP.

- Film mezcla (incluye film aluminizado y film con mezcla de varios polímeros).
- Plástico Envase (incluye todos los plásticos rígidos que sean envases).
- Plástico no Envase (incluye todos los plásticos rígidos que no sean envases, así como elementos textiles, tetrabricks o latas).
- Papel/Cartón.
- Otras impurezas (incluye restos de comida, restos de poda y celulosa, principalmente).

Para la caracterización se han utilizado como técnicas de apoyo, en los casos que ha sido necesario, Espectroscopía de Infrarrojo Cercano (NIR) con un equipo portátil que se ha utilizado directamente en la planta de Thermo Scientific, modelo microPHAZIR AG, Espectroscopía de Infrarrojos por Transformada de Fourier (FTIR) usando un equipo marca Perkin-Elmer, modelo Spectrum 65 y Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC) usando una balanza Termogravimétrica TG/DSC marca Perkin-Elmer.

2.2.3. Caracterización de la fracción de film de polietileno

2.2.3.1. Determinación de diferentes tipos de polietileno presentes en las muestras de film

Para la determinación del contenido de HDPE, LDPE y mezcla de ambos en las muestras de film de PE, se ha utilizado Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC) que es una técnica que permite identificar diferentes tipos de materiales en base a su punto de fusión. Dentro del grupo de los polímeros más utilizados actualmente, cada uno tiene una temperatura de fusión diferente, tal como se observa en la Tabla 2.2. En este caso, interesan las temperaturas de fusión del HDPE y el LDPE. Los ensayos se han realizado en el laboratorio del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Granada.

Tabla 2.2. Temperaturas de fusión para diferentes polímeros.

TIPOLOGÍA	TEMPERATURA DE FUSIÓN (°C)	REFERENCIAS
PET	250	EAG Laboratories, 2018
PP	165	Mofokeng et al. 2011
PS	100*	Oliveira et al. 2013
HDPE	125-135	Chianelli et al. 2013
LDPE	115-125	Batra, 2014

*En el caso del PS se trata de la temperatura de transición vítrea, ya que este material no presenta temperatura de fusión por ser un polímero amorfo.

Para llevar a cabo la identificación polimérica, se tomaron aleatoriamente 15 muestras de bolsas de film de PE de cada uno de los lotes mensuales analizados en el laboratorio y se determinaron sus puntos de fusión. El análisis se realizó en una balanza Termogravimétrica TG/DSC marca Perkin-Elmer, de acuerdo con la norma ISO 11357-3:2018.

2.2.3.2. Determinación de la humedad y "suciedad" del film de polietileno

Una vez recogida la muestra correspondiente en la planta y trasladada al laboratorio, se procedió a medir de manera inmediata la humedad del plástico tal y como viene de la planta de tratamiento de residuos. Para ello, de acuerdo con la norma ISO 18134-3:2015, se introdujo en una estufa de calefacción hasta pesada constante, determinando la pérdida de humedad por diferencia de peso. Aunque la norma indica que la temperatura de secado debe ser 105°C, se utilizó una temperatura inferior (90°C) para evitar la alteración del film, ya que el polietileno de baja densidad tiene una temperatura de fusión cercana a los 100°C.

Una vez determinada la humedad, se procedió a realizar una trituración del plástico manualmente y a su lavado. Se hicieron tres tipos de lavado en las siguientes condiciones:

- Primer lavado: en frío, duración de 30 min, con una proporción plástico-agua de 1:40.

- Segundo lavado: a 60°C, duración de 30 min, con una proporción plástico-agua de 1:40.
- Tercer lavado: a 60°C, duración de 30 min, con una proporción plástico-agua de 1:10, añadiendo una disolución de 0,5 M de sosa (NaOH).

El objetivo de la realización de lavados a distintas condiciones es ver cómo influyen en la pérdida de “suciedad”, la temperatura y la utilización de un agente químico habitualmente usado para el lavado de otros tipos de materiales plásticos en plantas industriales.

Tras finalizar el lavado del plástico, éste fue introducido en la estufa durante 24 horas a 90°C hasta su secado completo, determinando el contenido en “suciedad” por pérdida de peso.

2.3. Resultados y discusión

2.3.1. Estudio de mercado de las bolsas de un solo uso comerciales

2.3.1.1. Bolsas de un solo uso

En este trabajo se ha realizado una amplia caracterización de bolsas de plástico de un solo uso que se pueden encontrar habitualmente en los diferentes comercios de Granada. Antes de iniciar el estudio de caracterización, se realizó una estimación de las diferentes tipologías encontradas, obteniéndose que el 60% de las bolsas analizadas eran de tipo camiseta, el 30% bolsas troqueladas y el 10% bolsas con asas (Figura 2.7). Hay que destacar que en todas las grandes superficies y en la mayoría de pequeños comercios se venden bolsas de tipo camiseta, mientras que las bolsas troqueladas suelen ser más frecuentes en otros tipos de comercios, como tiendas de ropa o accesorios.

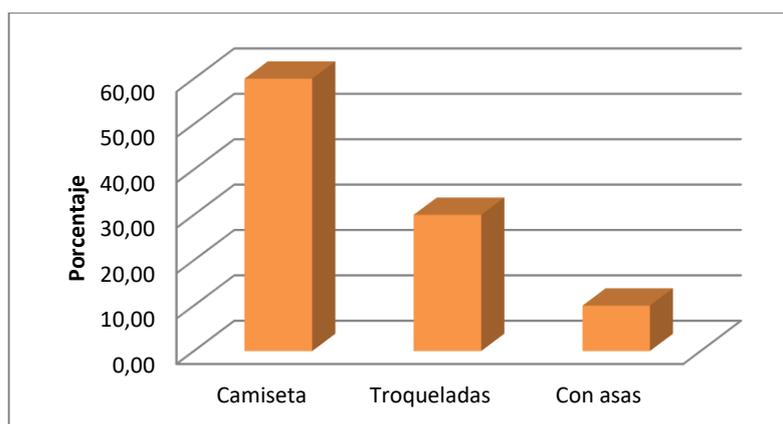


Figura 2.7. Porcentaje de cada tipo en las bolsas analizadas.

- Determinación del peso y dimensiones

Con respecto al peso de las bolsas, el rango de valores obtenido es muy amplio y depende mucho del tipo de bolsa, del tamaño, del espesor, etc. Las bolsas más ligeras tienen un peso comprendido entre los 3-4 gramos como las que se utilizan habitualmente en comercios tipo panaderías. Por el contrario, las bolsas más pesadas tienen pesos entre 20 y 30 gramos y suelen ser las más habituales en comercios de ropa, calzado o tiendas de accesorios.

En cuanto a las dimensiones, dentro de las bolsas de tipo camiseta son muy similares en todas, con variaciones de 5-10 cm entre las más pequeñas y las más grandes. En líneas generales, la longitud de las bolsas de tipo camiseta se encuentra entre 47-59 cm, la anchura entre 18-32 cm y la anchura de las asas entre 5-7,5 cm. En el grupo de las bolsas troqueladas hay mayores diferencias y, en cuanto a longitud, se pueden encontrar bolsas desde 26 cm de largo hasta bolsas de 59 cm. Con la anchura ocurre algo similar, se encuentran bolsas con un ancho de 23 cm hasta bolsas con ancho de 45 cm. Dentro de las bolsas con asas las diferencias son menores, los valores de anchura se encuentran entre 34-46 cm mientras que los valores de longitud se encuentran entre 34-42 cm. En cualquier caso, es importante tener en cuenta que la variedad de comercios y de bolsas en la provincia de Granada es muy grande, habiendo incluso comercios que venden el mismo tipo de bolsa con distintos tamaños. En este trabajo se ha intentado escoger un muestrario lo más variado posible.

Se incluye a continuación (Figura 2.8) un ejemplo de cada tipo de bolsa con sus dimensiones.

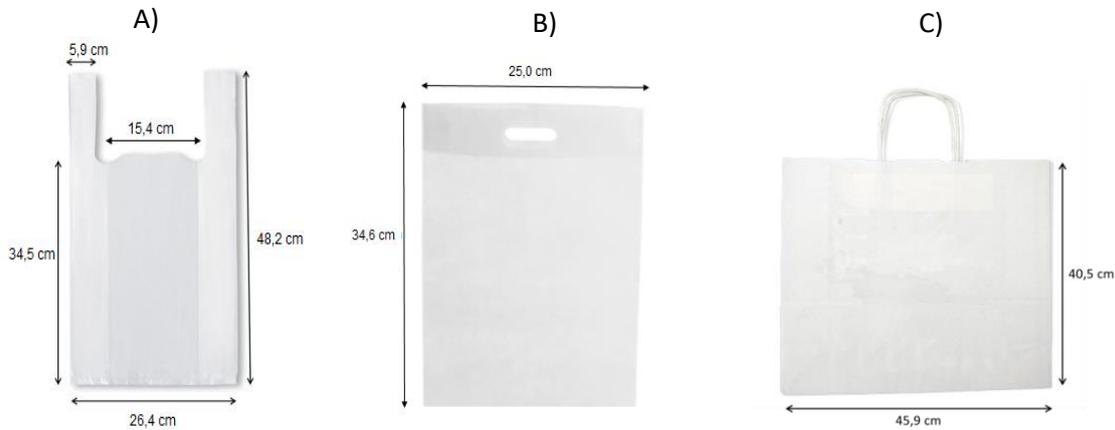


Figura 2.8. Ejemplo de las dimensiones obtenidas para cada tipo de bolsa. A) Bolsa camiseta; B) Bolsa troquelada; C) Bolsa con asas.

- Determinación de la densidad y el espesor

Según López-Serrano y Mendizábal (2015), el polietileno de baja densidad presenta valores comprendidos entre 0,91-0,93 g/cm³ y el polietileno de alta densidad, entre 0,94-0,97 g/cm³. Esos valores se refieren a polietileno puro. Otro autor (Roca, 2005) hace referencia a la densidad del polietileno de densidad media, situada entre 0,93-0,94 g/cm³. Tomando esos valores como referencia, se calculó la densidad de cada una de las bolsas y se pudo comprobar que el intervalo de densidades obtenidas para cada material es muy amplio y no se ciñe con exactitud a los valores reportados por la bibliografía para polietileno puro. Hay que tener en cuenta que en los productos plásticos ya procesados suelen estar presentes cargas y aditivos que pueden variar la densidad. También existen los productos multicapa, en los que cada capa puede tener una densidad distinta. En la Tabla 2.3 se ha recogido el rango de valores mínimo-máximo que se ha obtenido para cada tipo de material.

En cuanto al espesor, los valores obtenidos son muy variables. Las bolsas que menos espesor tienen son las dispensadas en comercios tipo panadería, de acuerdo también con el peso descrito anteriormente. Estas bolsas presentan espesores de 13 a 16 micras aproximadamente. Las bolsas de grandes superficies rondan las 30 micras de espesor, y en el resto de comercios analizados tienen

espesores muy variables, encontrándose la mayoría entre 25 y 50 micras de espesor, con algunas excepciones de 70 u 80 micras

Tabla 2.3. Rango de densidades obtenido para cada material en las bolsas de un solo uso.

Material	Rango de densidades (g/cm ³)
HDPE	0,80-1,13
LDPE	0,85-0,86
Mezcla	0,95-1,05

- Identificación del material mediante espectroscopia infrarroja

La identificación del tipo de material mediante esta técnica presenta cierta dificultad, debido a la similitud entre los espectros del polietileno de alta densidad y el de baja densidad, que está presente en la totalidad de las bolsas analizadas, así como a la presencia de numerosos aditivos. En la Figura 2.9 (A y B) se presentan dos de los 40 espectros infrarrojos obtenidos en el laboratorio correspondientes a bolsas de polietileno de alta densidad (HDPE) y polietileno de baja densidad (LDPE) respectivamente.

La principal diferencia a simple vista entre ambos espectros son dos picos de absorción: el primero situado a 1420 cm⁻¹ en la Figura 2.9A, y el segundo situado a 873 cm⁻¹ en ese mismo espectro. Como se verá a continuación, esos dos picos no siempre permiten diferenciar entre HDPE y LDPE.

Según diversos autores (Kochetov et al., 2017; Rodríguez-Bruceta et al., 2014; Smith, 1999), los picos de absorción que caracterizan los espectros infrarrojos del HDPE y LDPE puro pueden ser similares entre ambos materiales. En las Tablas 2.4 y 2.5 aparecen recogidos los principales picos reportados por dichos autores en sus análisis. Cada pico corresponde a un grupo funcional, normalmente relacionado con las vibraciones de los enlaces C-H o C-O.

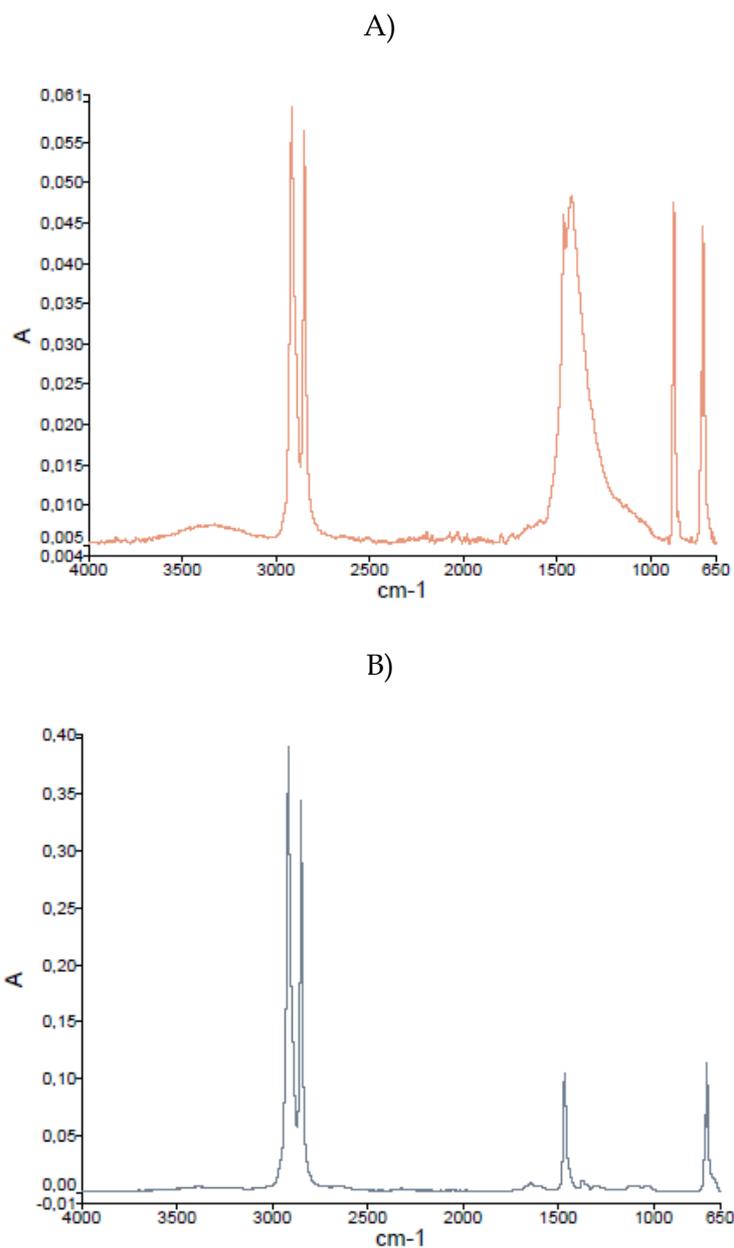


Figura 2.9. A) Espectro infrarrojo de una bolsa de HDPE. B) Espectro infrarrojo de una bolsa de LDPE.

Tabla 2.4. Frecuencia y grupo funcional de los picos correspondientes a un espectro IR de HDPE puro.
Fuente: Rodríguez-Bruceta et al., (2014); Smith, (1999).

Origen	Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional
CH ₂	2919-2915	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	2850-2848	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	1472	Enlace del metileno
CH ₃	1368	Enlace del metileno
CH ₂	720-730	División del metileno

Tabla 2.5. Frecuencia y grupo funcional de los picos correspondientes a un espectro IR de LDPE puro.
Fuente: Kochetov et al., (2017); Smith, (1999).

Origen	Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional
CH ₂	2917-2915	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	2852-2848	Tramo asimétrico del metileno
C=O	1730-1725	Grupo carbonilo
CH ₂	1472-1462	Enlace del metileno
CH ₃	1377-1352	Modo "sombrija" del metileno
C-O-O-C	890-820	Peróxidos
CH ₂	718-729	División del metileno

Básicamente, las diferencias se centran en la presencia de un grupo carbonilo a 1730 cm⁻¹ y una vibración del grupo metileno a 1377 cm⁻¹, ambos correspondientes al espectro del LDPE. Hay otro pico que solo aparece en la tabla 2.5, situado a 890-820 cm⁻¹ que los autores identifican como la presencia de "peróxidos". Kochetov et al., (2017), señalan que la presencia de peróxidos depende del proceso de tratamiento del LDPE y no siempre tienen por qué estar presentes.

Sin embargo, en los análisis de laboratorio se obtuvo en algunas muestras muchos más picos de los representados en las tablas anteriores. Esto pone de manifiesto la presencia de aditivos, pigmentos, agentes de carga, etc. que suelen llevar los productos plásticos procesados, además de dificultar la identificación del material. Los aditivos que más fácilmente se reconocen en los espectros IR de polímeros son el carbonato cálcico (CaCO₃) y el dióxido de titanio (TiO₂), cuyos picos característicos aparecen a 1420 cm⁻¹ (Johannes and Wriessnig, 2013) y 694-690 cm⁻¹ (Al-Amin et al., 2016; Molea et al., 2011), respectivamente. A continuación, se incluyen los picos de absorción obtenidos para los espectros de la Figura 2.9A y 2.9B (Tablas 2.6 y 2.7), y los grupos funcionales correspondientes a los picos identificados.

Tabla 2.6. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de una bolsa de HDPE.

Origen	Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional
CH ₂	2915	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	2847	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	1461	Enlace del metileno
CaCO ₃	1420	Carbonato cálcico
C-O-O-C	873	Peróxidos
CH ₂	729	División del metileno
CH ₂	717	División del metileno

Tabla 2.7. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de una bolsa de LDPE.

Origen	Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional
-	3393	-
CH ₂	2915	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	2848	Tramo asimétrico del metileno
-	2321	-
-	1645	-
CH ₂	1471	Enlace del metileno
CH ₂	1463	Enlace del metileno
CH ₃	1376	Modo "sombrija" del metileno
-	1301	-
-	1096	-
CH ₂	729	División del metileno
CH ₂	718	División del metileno

La primera observación importante de estos picos de absorción es la presencia de peróxidos en el espectro IR de la muestra de HDPE, que no concuerda con lo expuesto por los autores. Este espectro presenta también carbonato cálcico, y el resto de picos sí concuerdan con lo expuesto en la Tabla 2.4. Sin embargo, el espectro IR del LDPE presenta numerosos picos que no se identifican con los descritos anteriormente y que seguramente corresponderán a

aditivos. El único pico que permitiría diferenciar en este caso el espectro IR de HDPE y de LDPE es el que aparece a 1.376 cm^{-1} , característico del LDPE.

Hay que indicar que, en algunos casos, esta identificación puede verse aún más dificultada si la bolsa presenta una mezcla de ambos polietilenos en su composición.

- Identificación del material mediante calorimetría de barrido diferencial

Esta técnica es más determinante a la hora de diferenciar entre HDPE, LDPE y mezcla. Mediante esta técnica se obtiene, entre otros parámetros, la temperatura de fusión del material de que está compuesta la bolsa. El polietileno de alta densidad comercial puede presentar temperaturas de fusión entre $120\text{-}130^{\circ}\text{C}$ (Chianelli et al., 2013), pero en la mayoría de los casos los valores se aproximan más a 130°C o incluso superiores, como los obtenidos por algunos autores (Araújo et al., 2008; Shnawa et al., 2015) y en los análisis realizados en este trabajo. Por otra parte, la temperatura de fusión del polietileno de baja densidad suele estar entre $115\text{-}125^{\circ}\text{C}$ (Batra, 2014), pero puede oscilar ligeramente por encima o por debajo de esos valores ya que otros autores han obtenido temperaturas de fusión de 113°C o de 127°C (Ashraf, 2015; Poley et al., 2004).

En los análisis realizados a las bolsas en laboratorio se obtuvieron temperaturas de fusión de $113\text{-}115^{\circ}\text{C}$ para el LDPE y de $126\text{-}139^{\circ}\text{C}$ para el HDPE (Figura 2.10 A y B). En el caso de las bolsas que están compuestas por una mezcla de ambos, la gráfica muestra dos puntos claros de fusión (Figura 2.10C) y la temperatura de fusión del HDPE disminuye un poco con respecto al resto de bolsas, presentando temperaturas de $124\text{-}125^{\circ}\text{C}$.

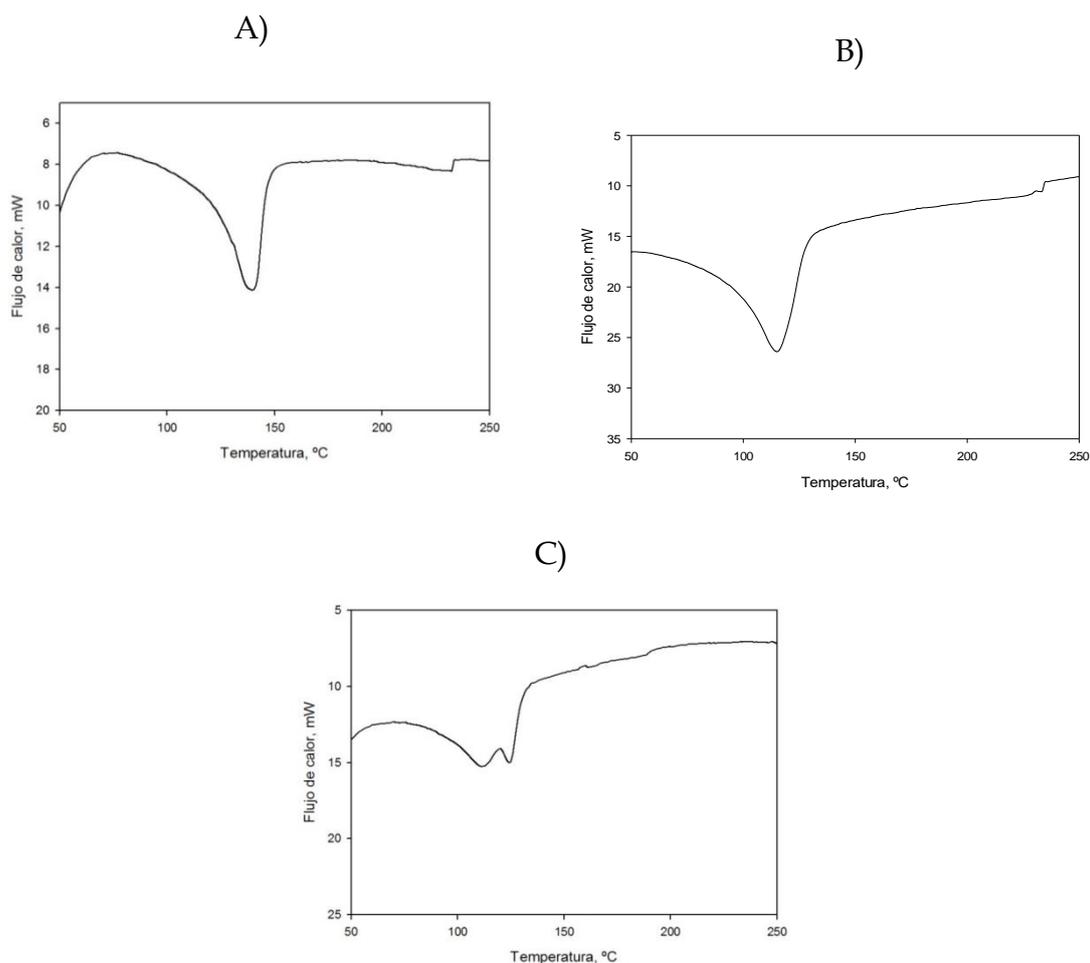


Figura 2.10. A) DSC de una bolsa de HDPE; B) DSC de una bolsa de LDPE; C) DSC de una bolsa con mezcla de ambos.

Teniendo en cuenta estos resultados, se puede realizar una estimación de las tipologías de bolsas encontradas, de acuerdo al polímero usado en su fabricación. Así, se obtuvo que un 87,5% de las bolsas están fabricadas con HDPE, un 7,5% de bolsas en las que se aprecia mezcla de ambos y un 5% de las bolsas están fabricadas con LDPE (Figura 2.11).

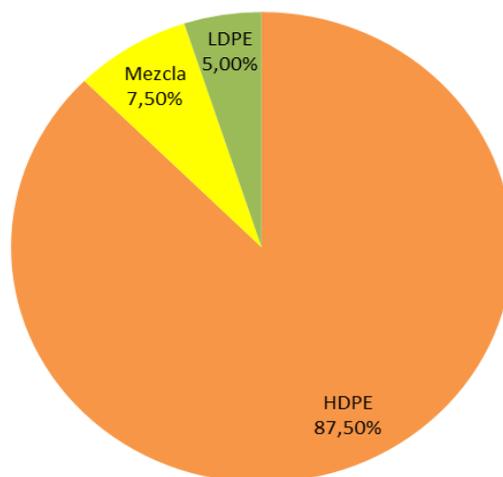


Figura 2.11. Porcentaje de bolsas fabricadas con cada tipo de material en el muestrario analizado.

- Determinación del residuo sólido

El contenido de residuo sólido que se obtiene al calcinar completamente una muestra de bolsa, es indicativo del contenido en aditivos, impurezas y otras sustancias que se adicionan en el proceso de fabricación de la misma. El valor medio obtenido del contenido en residuo sólido para las bolsas de un solo uso es de 15,54%. No obstante, el rango de valores es muy amplio, desde bolsas que contienen tan solo un 0,81% hasta bolsas con un 38,88% de contenido en residuo. No se ha encontrado una relación directa entre esta variación en el contenido en residuo y la tipología de bolsa u otra propiedad analizada.

2.3.1.2. Bolsas de basura

- Determinación del peso y dimensiones

El peso de las bolsas de basura varía dependiendo de si son bolsas domésticas o industriales. Las bolsas domésticas presentan un valor medio del peso de 14,00 gramos, mientras que las bolsas industriales presentan un valor medio de 50,23 gramos.

Igualmente, la principal diferencia en las dimensiones de estas bolsas se produce entre las bolsas de tipo doméstico y las de tipo industrial. En las bolsas de tipo doméstico la longitud presenta valores entre 55-73 cm, mientras que la

anchura varía entre 47-56 cm. En las bolsas de tipo industrial la longitud se encuentra entre 100-110 cm y la anchura varía entre 80-95 cm (Figura 2.12).



Figura 2.12. Dimensiones de las bolsas de basura: A) Bolsas domésticas; B) Bolsas industriales.

Además, también se contabilizaron las bolsas que, según indicativo del fabricante, están elaboradas con material reciclado, lo que suele ser bastante frecuente en esta tipología de bolsas. Como se observa en la Figura 2.13, aproximadamente un 42% de las bolsas de basura proceden o contienen material reciclado. Es importante tener en cuenta que esta información es proporcionada por el fabricante en las características del paquete de bolsas, por lo que puede haber bolsas que lleven material reciclado y no aparezca indicado.



Figura 2.13. Porcentaje de bolsas elaboradas con material reciclado o no reciclado en el muestrario elegido.

- Determinación de la densidad y el espesor

La densidad de las bolsas de basura se calculó y fue comparada con los mismos valores descritos en el apartado 2.3.1.1. Al igual que ocurría con las bolsas de un solo uso, las densidades de las bolsas de basura abarcan rangos muy amplios que no siempre se aproximan a los datos proporcionados por la bibliografía (López-Serrano y Mendizábal, 2015; Roca, 2005) para los materiales puros. Los rangos de densidades se muestran en la Tabla 2.8.

Tabla 2.8. Rango de densidades calculado para las bolsas de basura.

Material	Rango de densidades (g/cm ³)
HDPE	0,81-1,05
LDPE	0,90-0,93
Mezcla	0,85-1,07

En cuanto al espesor, los valores obtenidos varían de nuevo dependiendo si se trata de bolsas domésticas o industriales. Las bolsas domésticas presentan un espesor medio de 24 micras, mientras que las bolsas industriales presentan un espesor medio de 32 micras. No obstante, dentro de las bolsas industriales hay diferencias importantes en el espesor, con bolsas que tienen espesores de hasta 44 micras y otras que apenas llegan a 25 micras.

- Identificación del material mediante espectroscopia infrarroja (IR)

El análisis de las bolsas de basura mediante espectroscopia de infrarrojos proporcionó espectros IR para bolsas de HDPE y para bolsas mezcla como los que se muestran a modo de ejemplo en las Figuras 2.14A y 2.14B, respectivamente.

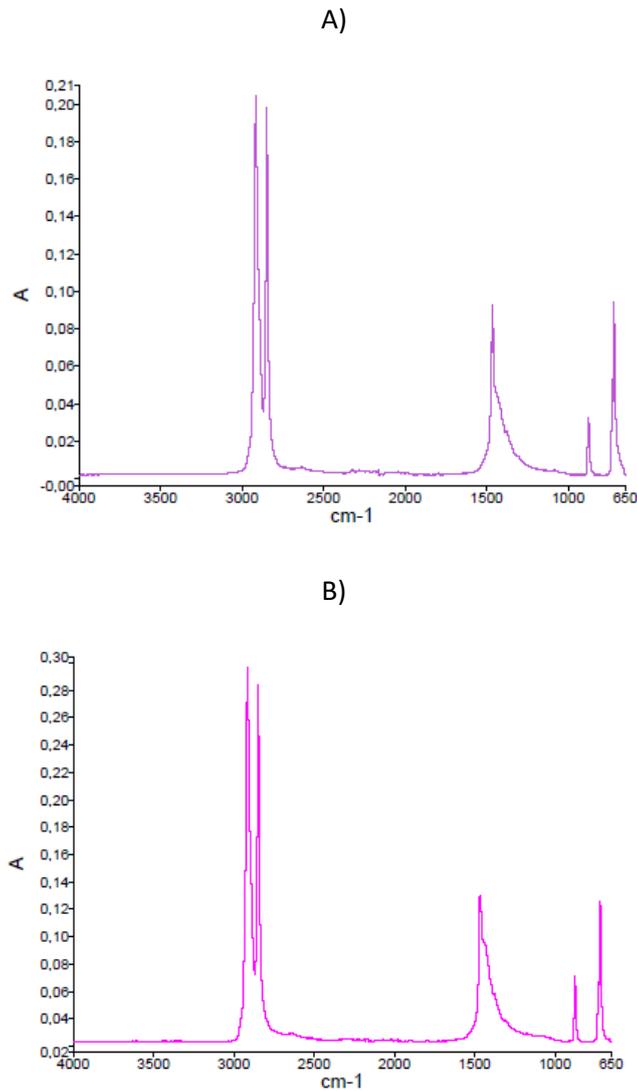


Figura 2.14. Espectros infrarrojos obtenidos para: A) bolsa de basura de HDPE; B) bolsa de basura mezcla.

Así mismo, los picos de absorción obtenidos para los espectros anteriores fueron los siguientes (Tablas 2.9 y 2.10). Los picos de absorción para ambos espectros son idénticos a excepción de un par de picos no identificables en el espectro IR de una bolsa mezcla. Estos picos, como ya se describió en el apartado 2.3.1.1. de acuerdo a varios autores (Kochetov et al., 2017; Rodríguez-Bruceta et al., 2014; Smith, 1999), seguramente se corresponden con ciertos tipos de aditivos. En general, concuerdan bien con los datos de dichos autores, pero en este caso no se podría diferenciar entre HDPE o mezcla, ya que no hay ningún pico que caracterice a alguno de los dos espectros IR. Como mucho, la única conclusión a la que se podría llegar es que ambos espectros corresponden al polietileno.

Tabla 2.9. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de HDPE.

Origen	Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional
CH ₂	2915	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	2847	Tramo asimétrico del metileno
-	2163	-
-	2038	-
CH ₂	1471	Enlace del metileno
CH ₂	1462	Enlace del metileno
C-O-O-C	874	Peróxidos
CH ₂	729	División del metileno
CH ₂	718	División del metileno

Tabla 2.10. Picos de absorción obtenidos en el espectro IR de bolsa mezcla.

Origen	Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional
CH ₂	2914	Tramo asimétrico del metileno
CH ₂	2848	Tramo asimétrico del metileno
-	2323	-
-	2019	-
CH ₂	1470	Enlace del metileno
CH ₂	1462	Enlace del metileno
C-O-O-C	874	Peróxidos
CH ₂	729	División del metileno
CH ₂	717	División del metileno

- Identificación del material mediante calorimetría de barrido diferencial

Esta técnica, como ya se ha descrito en el apartado 2.3.1.1., permite diferenciar con más claridad entre polietileno de alta densidad, de baja densidad o mezcla de ambos, a través de los puntos de fusión. Al realizar los análisis a las bolsas de basura se comprobó que no había bolsas fabricadas únicamente con

LDPE, solo se obtuvieron DSC de bolsas fabricadas con HDPE y con mezcla de ambos (Figura 2.15A y 2.15B). Las temperaturas de fusión obtenidas fueron de 126-130°C para las fabricadas con HDPE y, para las bolsas con mezcla de ambos, temperaturas de 110-116°C para el LDPE y de 123-128°C para el HDPE. Estos valores concuerdan correctamente con los obtenidos en la bibliografía (Araújo et al., 2008; Ashral, 2014; Batra, 2014; Chianelli et al., 2013; Poley et al., 2004; Shnawa et al., 2015) que ya se describieron en el apartado 2.3.1.1.

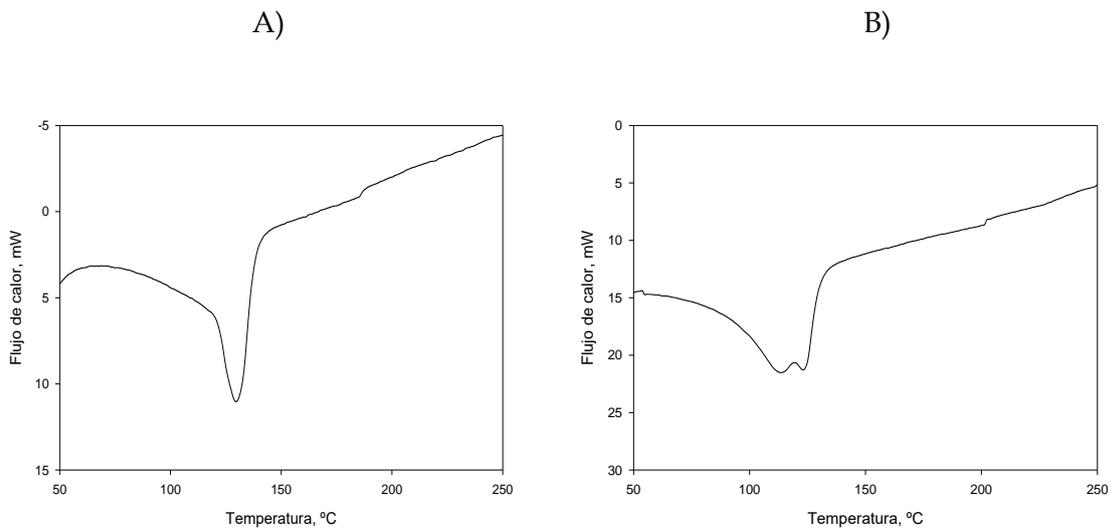


Figura 2.15. A) DSC de una bolsa de basura fabricada con HDPE; B) Bolsa de basura fabricada con mezcla de polietileno.

Si se analiza el porcentaje de bolsas de basura de las analizadas que corresponde a los dos tipos encontrados, se puede indicar que un 68% aproximadamente de las bolsas están fabricadas con HDPE y un 31% aproximadamente de las bolsas con tienen mezcla de HDPE y LDPE (Figura 2.16).

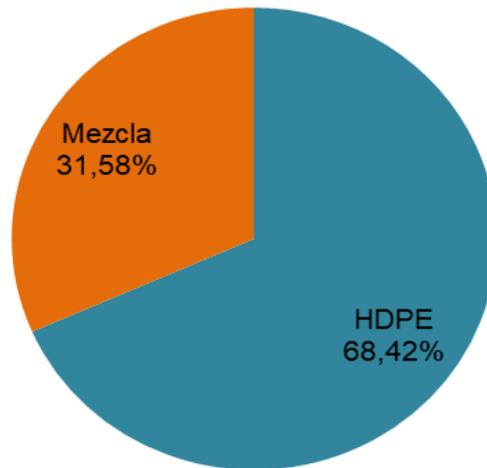


Figura 2.16. Distribución porcentual de bolsas de basura fabricadas con HDPE o con mezcla de polietileno.

- Determinación del residuo sólido

El valor medio obtenido en el contenido de residuo sólido para las bolsas de basura es de 16,71%. El rango de valores es muy amplio, encontrándose bolsas que contienen tan solo un 6,47% hasta bolsas con un 27,54% de contenido en residuo. Estos resultados ponen de manifiesto una vez más la presencia de numerosos aditivos y otros acompañantes en las bolsas.

2.3.2. Identificación de los polímeros presentes en la fracción de plástico tipo film procedente de las plantas R.S.U.

En la Figura 2.17 se muestra la caracterización del film realizada, donde se han agrupado los datos de los lotes analizados por meses. Se puede observar que la mayor fracción de la muestra corresponde al film PE con un valor medio del 86% aproximadamente, del que el 10% es film negro de PE. Por detrás, la fracción más abundante es el film de PP con un 6,7% aproximadamente, y hay que destacar también la presencia de papel y cartón, que suele ser superior al 3%. Otras fracciones como los plásticos envases y otras impurezas resultan prácticamente despreciables frente a la fracción de interés, el film PE.

Esta caracterización refleja que la composición del material analizado es bastante homogénea, con ligeras variaciones de una muestra a otra y que el

contenido de otros materiales diferentes al film de PE está próximo al 15%, lo que hay que tener en cuenta de cara al proceso de reciclado que se va a plantear.

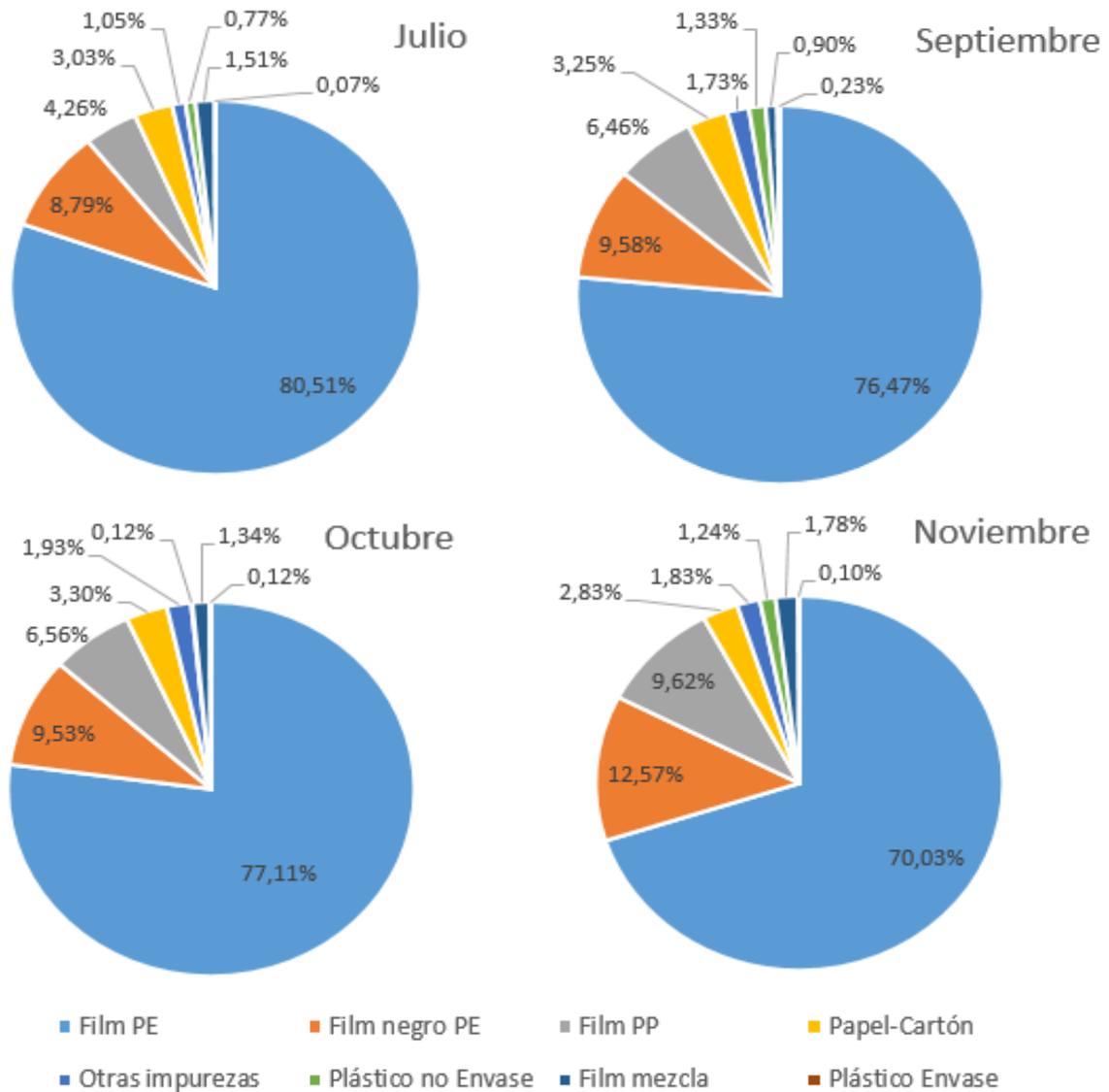


Figura 2.17. Caracterización mensual del film procedente del rechazo de la fracción orgánico-resto.

2.3.3. Caracterización de la fracción de film de polietileno

2.3.3.1. Determinación de diferentes tipos de polietileno presentes en las muestras de film.

Dentro de las muestras de film de PE analizadas y separadas anteriormente, se ha intentado realizar una separación y cuantificación de acuerdo a su tipología: alta densidad (HDPE), baja densidad (LDPE) y mezcla de ambos.

Los resultados obtenidos mensualmente en laboratorio se muestran en la Figura 2.18. Se puede observar que hay una importante diferencia en los resultados obtenidos dependiendo del lote analizado. No obstante, de forma global se puede determinar que la fracción mayoritaria es el film fabricado con HDPE, con un 49% aproximadamente, seguido del film fabricado con LDPE y con mezcla de ambos, que representan un 25% cada uno, aproximadamente.

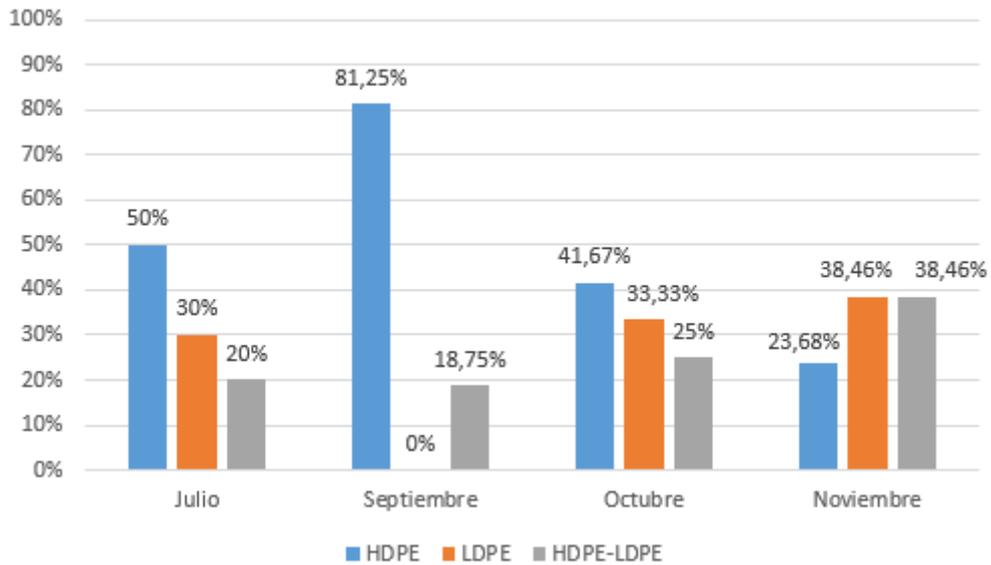
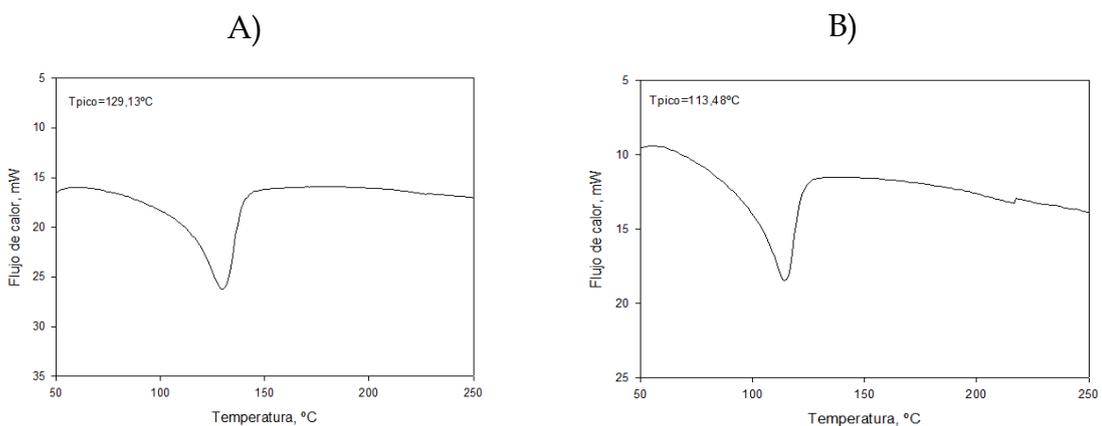


Figura 2.18. Caracterización mensual de la fracción PE.

A modo de ejemplo, en la Figura 2.19 se presentan gráficas DSC obtenidas para cada tipología de polietileno, de acuerdo con su punto de fusión.



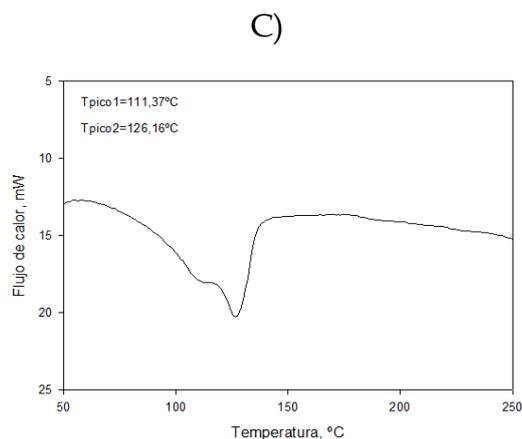


Figura 2.19. DSC de A) HDPE, B) LDPE, C) Una mezcla de ambos.

2.3.3.2. Determinación de la humedad y “suciedad” del film de polietileno

En las Figuras 2.20, 2.21 y 2.22 se presentan las fotografías del film PE tanto sucio como después del lavado en las distintas condiciones de operación.



Figura 2.20. Fotografías del plástico antes del lavado (izquierda) y después del lavado a temperatura ambiente (derecha).



Figura 2.21. Fotografías del plástico antes del lavado (izquierda) y después del lavado a 60°C (derecha).



Figura 2.22. Fotografías del plástico antes del lavado (izquierda) y después del lavado a 60°C+NaOH (derecha).

A continuación, se presentan las propiedades que han sido medidas a los distintos lotes de film analizados, agrupadas por meses. En la Tabla 2.11 se presenta la humedad de las muestras para los meses de julio, septiembre, octubre y noviembre. Se observa que existen cambios significativos en el contenido de humedad de los lotes analizados, lo que puede estar relacionado no sólo con la heterogeneidad de la propia muestra, sino también con las diferentes condiciones climáticas en las que se han tomado las muestras, influyendo principalmente tanto la temperatura ambiente como la época de lluvia.

Tabla 2.11. Humedad media de las muestras por mes.

FECHA	HUMEDAD MEDIA, %
Julio	16,16
Septiembre	20,02
Octubre	24,04
Noviembre	25,11

También se ha estudiado la variación de la humedad de las muestras de film a lo largo del tiempo. En la Figura 2.23 se presenta la variación de la humedad con en tiempo de las distintas muestras del mes de noviembre, las cuales han estado expuestas a la intemperie. Se observa cómo se produce una disminución importante de la primera a la segunda semana de exposición (de un 25% a un 4,5%), para después disminuir ligeramente y mantenerse prácticamente constante con el tiempo.

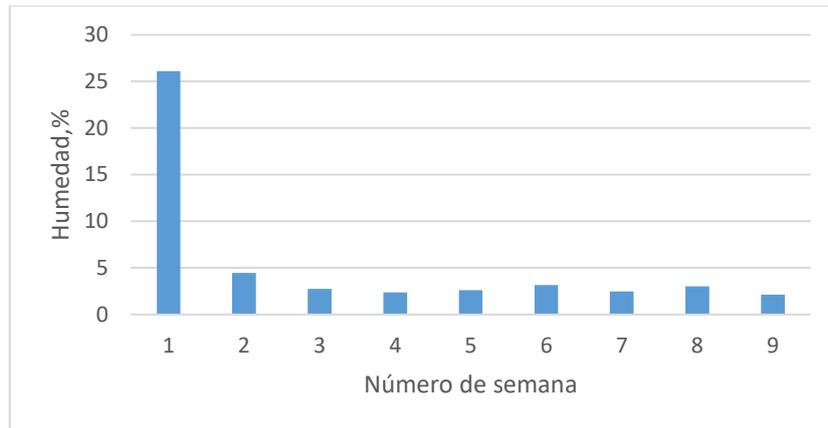


Figura 2.23. Porcentajes de humedad de las distintas muestras del búnker.

En la Tabla 2.12 se presenta la pérdida de “suciedad” de las muestras por meses en las diversas condiciones de lavado tal y como se ha explicado en el apartado 2.2.3.2. Se observa cómo las condiciones de operación no influyen de manera significativa a la cantidad de “suciedad” perdida, determinando así un rango entre el 9,68-15,34%.

Se ha determinado que esta suciedad principalmente corresponde con material particulado (restos de tierra, hojas, ramas, etc.) que en muchas ocasiones se desprende durante la propia manipulación del material, grasa y posibles restos de comida adheridos al mismo. Aunque el contenido en “suciedad” es similar en las distintas condiciones de operación, hay que indicar que, visualmente, el material lavado a temperatura más alta presentaba un aspecto más limpio, probablemente debido a una mayor pérdida de grasa principalmente, con escasa repercusión en la pérdida de peso. El lavado con NaOH no ha producido ninguna mejora en este tipo de material.

Con respecto a la pérdida de suciedad a lo largo del tiempo en el material expuesto a la intemperie (Figura 2.24), se observa una disminución importante entre la muestra de la primera semana y las siguientes, con tendencia a aumentar ligeramente, probablemente por la acumulación en el fondo de la saca de almacenamiento al secarse la muestra y desprenderse parte de la suciedad que contiene. Por último, con respecto a la pérdida de suciedad, en el lavado a 60°C (pérdida de suciedad media 14,19%) es algo más elevada que para el lavado a

temperatura ambiente (pérdida de suciedad media 12,61%), como queda reflejado en la Figura 2.24.

Tabla 2.12. Pérdida de "suciedad" media de las muestras por mes.

CONDICIONES DE OPERACIÓN	PÉRDIDA DE SUCIEDAD MEDIA, %		
	Tª AMBIENTE	60°C	NAOH-60°C
Julio	12,99	10,49	10,22
Septiembre	14,98	13,29	9,68
Octubre	13,83	14,92	10,16
Noviembre	15,34	14,95	11,46

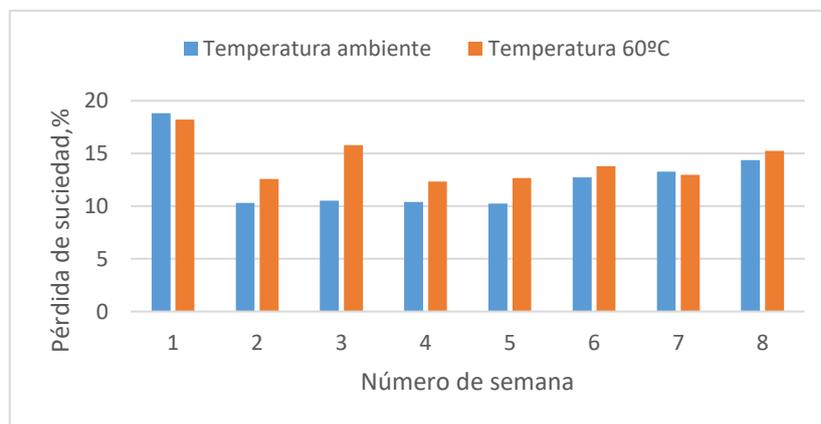


Figura 2.24. Pérdida de suciedad a lo largo de tiempo para muestras del búnker a la intemperie.

2.4. Conclusiones

El estudio de mercado realizado sobre las bolsas de un solo uso comerciales muestra que, en cuanto a la tipología, el 60% de las bolsas son de tipo camiseta. Las bolsas analizadas tienen un peso medio que varía entre 3 y 30 g, un tamaño variable en función del tipo de bolsa, una densidad que oscila entre 0,8-1,13 g/cm³ para HDPE y 0,85-0,86 g/cm³ para LDPE y un espesor que oscila entre 25 y 50 μm para la mayoría de las bolsas.

El uso de técnicas como Espectroscopía de Infrarrojos y Calorimetría Diferencial de Barrido conjuntamente, ha permitido identificar el tipo de material (HDPE, LDPE y mezclas de ambos) del que está constituida la bolsa.

Un análisis similar realizado con las bolsas de basura al realizado con las bolsas de un solo uso ha mostrado que, en general, estas bolsas tienen un peso medio más elevado, un tamaño medio más grande y un espesor de hasta 44 μm . La identificación del material ha dado como resultado que un 68,12% de estas bolsas son de HDPE y un 31,58% de mezcla HDPE y LDPE.

La caracterización de plástico film post-consumo procedente de la planta de RSU, ha determinado que el 86% es film de PE del que un 10% corresponde a film de PE negro. En cuanto a las diferentes tipologías de film de PE, se ha encontrado que la fracción mayoritaria es HDPE con un 49%.

Por último, el contenido en humedad del film de PE post-consumo analizado oscila entre un 16,16% y un 25,0%, variando según la fecha de recogida de la muestra y las condiciones ambientales. Así mismo, el contenido en suciedad es más constante, obteniéndose un valor cercano al 15% independientemente del método usado para el lavado del material (agua a temperatura ambiente, agua a 60°C o agua a 60°C y con NaOH).

2.5. Referencias

Al-Amin, M., Chandra, S., Rashid, T.U., Ashaduzzaman, M., Shamsuddin, S.M. (2016). Solar assisted photocatalytic degradation of reactive azo dyes in presence of anatase titanium dioxide. *International Journal of Latest Research in Engineering and Technology*, 2 (3), 14-21.

Araújo, J.R., Waldman, W.R., De Paoli, M.A. (2008). Thermal properties of high-density polyethylene composites with natural fibres: coupling agent effect. *Polymer Degradation and Stability*, 93, 1770-1775.
<https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2008.07.021>

Ashraf, A. (2015). Thermal analysis of polymer by DSC technique.
<https://doi.org/10.13140/2.1.1558.0963>

Batra, K. (2014). Role of additives in linear low-density polyethylene (LLDPE) films. Project Report. Indian Institute of Technology Kharagpur. 26 p.

Chianelli, R., Reis, J.M.L., Cardoso, J.L., Castro, P.F. (2013). Mechanical characterization of sisal fiber-reinforced recycled HDPE composites. *Materials Research* 16(6), 1393-1397. <https://doi.org/10.1590/S1516-14392013005000128>

EAG Laboratories (2018). Characterization of Polymers using Differential Scanning Calorimetry (DSC). Importance of characterizing thermal behaviors of polymers. <https://www.eag.com/resources/whitepapers/characterization-of-polymers-using-differential-scanning-calorimetry-dsc/>

ISO 11357-3:2018. Plastics – Differential scanning calorimetry (DSC) – Part 3: Determination of temperature and enthalpy of melting and crystallization.

ISO 18134-3:2015. Solid biofuels – Determination of moisture content – Oven dry method – Part 3: Moisture in general analysis sample.

ISO 3451-1:2008. Plastics – Determination of ash – Part 1: General methods.

Johannes, V., Wriessnig, K. (2013). Improved soil carbonate determination by FT-IR and X-ray analysis. *Environmental Chemistry Letters*, 11, 65-70. <https://doi.org/10.1007/s10311-012-0380-4>

Kochetov, R., Christen, T., Gullo, F. (2017). FTIR analysis of LDPE and XLPE thin samples pressed between different protective anti-adhesive films. 1st International Conference on Electrical Materials and Power Equipment. Xi'an, China, 49-52. <https://doi.org/10.1109/ICEMPE.2017.7982097>

López-Serrano, F., Mendizábal, E. (2015). Introducción a la ciencia de los polímeros. Universidad de Guadalajara (ed.). Guadalajara, México. 155 p.

Mofokeng, J., Luyt, A., Tábi, T., Kovács, J. (2011). Comparison of injection moulded, natural fibre-reinforced composites with PP and PLA as matrices. *Journal of Thermoplastic Composite Material* 25(8), 927-948. <https://doi.org/10.1177/0892705711423291>

Molea, A., Popescu, V., Rowson, N.A. (2011). The obtaining of nanostructured nitrogen doped titanium dioxide powders in presence of triethanolamine. 15th Conference on Environmental and Mineral Processing, 273-280.

Poley, L.H., Siqueira, A., Da Silva, M., Vargas, H. (2004). Photothermal characterization of low-density polyethylene food packages. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, 14 (1), 8-12. <https://doi.org/10.1590/S0104-14282004000100007>

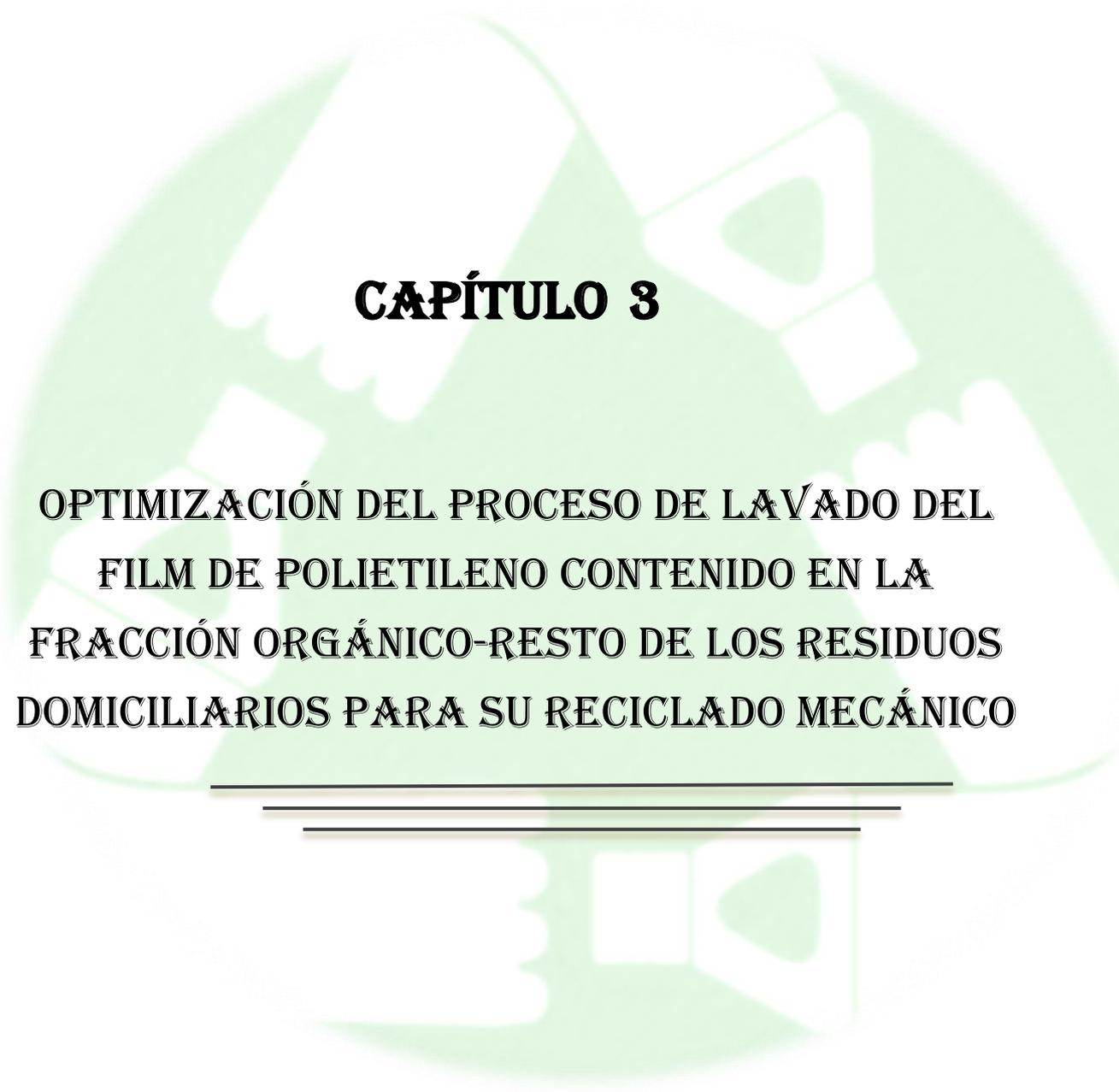
Oliveira, R., Ferreira, C., Peixoto, L., Bianchi, O., Silva, P., Demori, R., Silva, R., Veronese, V. (2013). Mistura polipropileno/poliestireno: Un exemplo da relação processamento-estrutura-propriedade no ensino de polímeros. *Polímeros* 23(1), 91-96.

Roca, I.E. (2005). Estudio de las propiedades y aplicaciones industriales del polietileno de alta densidad (PEAD). Trabajo de Graduación. Universidad San Carlos de Guatemala. 126 p.

Rodríguez-Bruceta, P.A., Pérez-Rodríguez, A., Velázquez-Infante, J. (2014). Propuesta de un procedimiento para el reciclado del polietileno de alta densidad. *Revista Cubana de Química*, 27, 32-54.

Shnawa, H.A., Khaleel, M.I., Muhamed, F.J. (2015). Oxidation of HDPE in the presence of PVC grafted with natural polyphenols (tannins) as antioxidant. *Open Journal of Polymer Chemistry*, 5, 9-16. <https://doi.org/10.4236/ojpchem.2015.52002>

Smith, B.C. (1999). Infrared spectral interpretation. A systematic approach. CRC Press (ed.). Estados Unidos. 288 p.



CAPÍTULO 3

**OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE LAVADO DEL
FILM DE POLIETILENO CONTENIDO EN LA
FRACCIÓN ORGÁNICO-RESTO DE LOS RESIDUOS
DOMICILIARIOS PARA SU RECICLADO MECÁNICO**

CAPÍTULO 3. OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE LAVADO DEL FILM DE POLIETILENO CONTENIDO EN LA FRACCIÓN ORGÁNICO-RESTO DE LOS RESIDUOS DOMICILIARIOS PARA SU RECICLADO MECÁNICO

3.1. Introducción

Desde la introducción del envasado de alimentos, la industria del plástico para alimentación ha crecido enormemente, en particular el uso de polímeros termoplásticos como HDPE y LDPE, PP, PET, PVC o PS (PlasticsEurope, 2018). Algunos de estos plásticos están presentes en muy alta proporción en los residuos sólidos urbanos. El polietileno, en particular, es uno de los materiales plásticos que se encuentran más comúnmente en los residuos sólidos urbanos, ya que se emplea para hacer las bolsas de plástico usadas para depositar los residuos, así como en muchos envases de productos alimentarios (Calero et al., 2018).

El aumento tan exponencial que ha experimentado el uso de estos materiales plásticos, ha originado un grave problema desde el punto de vista ambiental y del consumo de materias primas fósiles, lo que actualmente está considerado como una de las principales amenazas medioambientales a las que se enfrenta la sociedad moderna. El reciclado del plástico post-consumo en sus diferentes formas (mecánica, química y energética) está considerado como una alternativa para paliar estos problemas (Brems et al., 2012). El reciclado mecánico puede ser una propuesta económicamente viable, a pesar de que la naturaleza de estos materiales en cuanto a heterogeneidad y especialmente a la contaminación que los acompaña, principalmente de carácter orgánico, hacen que este proceso de reciclado pueda ser complejo y presente algunos inconvenientes que es necesario tener en cuenta (Ragaert et al., 2017; Krehula et al., 2012).

Hay muy pocos estudios que hayan analizado en profundidad el proceso de lavado de este tipo de plástico post-consumo como etapa fundamental para su reciclado mecánico, así como el tratamiento necesario del agua de lavado, dado el alto grado de contaminación de la misma y su necesidad de reutilización para disminuir los costes asociados al alto consumo de agua en este tipo de plantas

(Santos et al., 2005; Orsi and da Nave, 2009). Se han realizado algunos estudios sobre el efecto del sistema de lavado en algunos tipos de materiales plásticos (PE, PP o PET) (Cinelli et al., 2016; Devlieghere et al., 1997; Orsi and da Nave, 2009; Picuno et al., 2020; Silva and Moita, 2016; Welle, 2016; Zhou et al., 2014), no solo para el proceso de reciclado, sino también por la posible degradación que sufren estos materiales por la introducción de reactivos como detergentes o NaOH en el proceso de lavado y que podría afectar a su posterior reciclado. Igualmente, un inadecuado proceso de lavado, dificultaría el reciclado del material por la presencia de impurezas que impiden el correcto proceso de transformación de la granza reciclada en nuevos productos plásticos (Soto et al., 2018).

Basado en esta hipótesis, en este trabajo se ha realizado un riguroso estudio del proceso de lavado de film de polietileno post-consumo procedente de la fracción orgánico-resto, para su posterior reciclado mecánico. El principal objetivo es optimizar las condiciones más idóneas para un lavado eficiente, económicamente viable y que permita una buena continuación del proceso de reciclado del film de polietileno. Para ello se han seguido los siguientes objetivos: 1) se han planteado diferentes opciones de lavado (agua a temperatura ambiente, agua caliente, agua con NaOH) para retirar las impurezas adheridas al plástico (“suciedad”) durante su ciclo de vida como grasa, compuestos orgánicos, polvo o tierra; 2) se ha estudiado el efecto que produciría en el proceso de lavado un secado previo de material para desprender parte de la contaminación adherida al mismo para disminuir el excesivo coste del tratamiento del agua; 3) se ha estudiado la realización de un tratamiento físico o físico-químico del agua ajustando el uso de floculantes y coagulantes, para reutilizar el agua tratada en el proceso de lavado; 4) se ha realizado un completo análisis físico-químico del agua de lavado.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Materiales

El film de polietileno utilizado en el laboratorio procedía de una bala de residuos film post-consumo, en concreto de la fracción orgánico-resto, recogida en

la planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos Ecocentral, ubicada en la localidad de Alhendín (Granada, España). La bala fue caracterizada siguiendo el método del cuarteo y fue clasificada en las fracciones más significativas. De esas fracciones, únicamente se recogió el film de polietileno para llevarlo al laboratorio.

3.2.2. Métodos

3.2.2.1. Ensayos de lavado

El film de polietileno, una vez recibido en el laboratorio, se sometió a un proceso de cortado manual y fue lavado bajo diferentes condiciones de operación. Así mismo, también se hicieron ensayos en los que el film fue secado previamente a los lavados. El esquema de los ensayos realizados se muestra en la Figura 3.1.

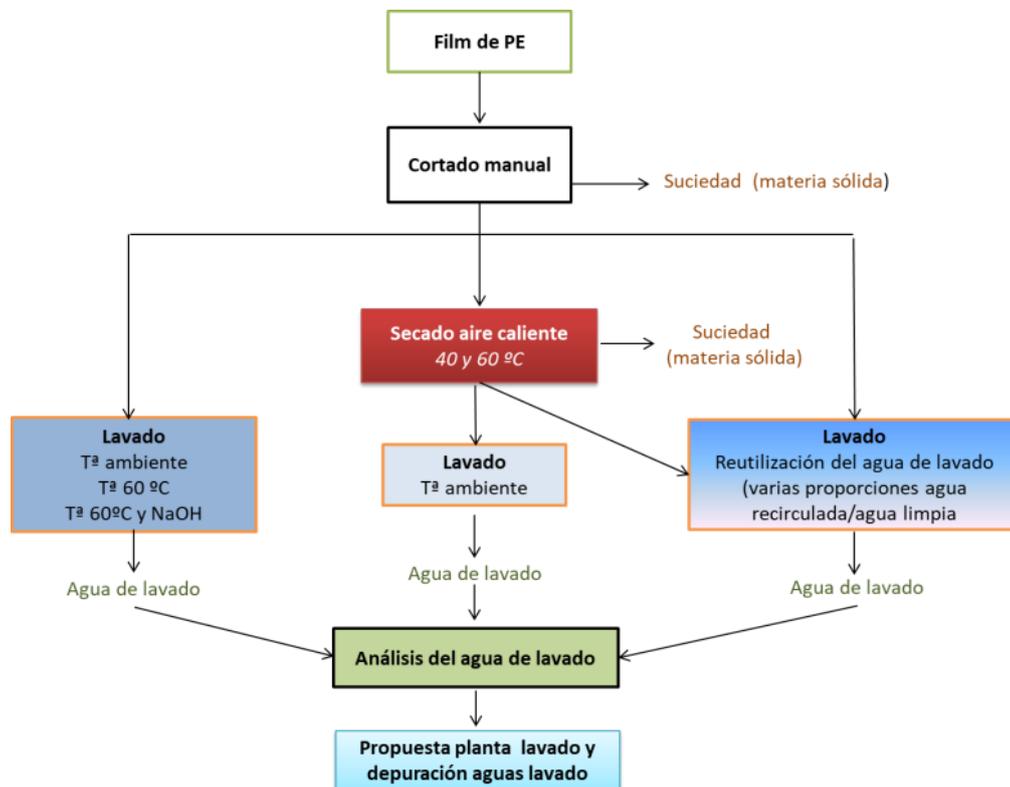


Figura 3.1. Esquema de los diferentes ensayos realizados al material.

- Efecto de la temperatura y el uso de hidróxido sódico

En primer lugar, se realizaron los ensayos de lavado a distintas temperaturas. Para los lavados a temperatura ambiente y a 60°C, aproximadamente 500 g de film de PE, fueron cortados y lavados con 20 L de agua

en una lavadora mecánica industrial, respetando una proporción sólido-líquido 1:40. En los ensayos de lavado con NaOH se utilizó una proporción menor, de 1:10, con el objetivo de reducir la cantidad de reactivos químicos utilizados y evitar un vertido innecesario de agua con productos químicos. El NaOH utilizado era de la marca PanReac AppliChem en lentejas, con una pureza del 98%. Se utilizó este reactivo dado que es uno de los más comunes utilizados en plantas de reciclado mecánico de materiales como PET, PP (Hossain and Mozumber, 2018), o HDPE (Santana and Gondim, 2009). Los lavados se hicieron en agua fría y caliente para ver posibles diferencias tanto en el aspecto físico del film como en los parámetros del agua residual obtenida, ya que algunos estudios constatan una mejora de la calidad del plástico a reciclar tras su lavado con agua caliente (Al-Sabagh et al., 2016; Hooper et al., 2001; Luijsterburg, 2015).

- Efecto de la recirculación del agua de lavado

En segundo lugar, se realizaron ensayos de lavado en los que el agua de lavado era recirculada, con el objetivo de optimizar el uso del agua y evitar un vertido innecesario, además de hacer el proceso económicamente más viable (Orsi and Da Nave, 2009). En estos ensayos, el agua obtenida en el primer proceso de lavado (agua bruta), fue sometida a un tratamiento físico de decantación con el objetivo de reducir algunos de los parámetros más problemáticos a la hora del vertido de aguas residuales, como puede ser la demanda química y biológica de oxígeno (DQO y DBO, respectivamente) o la cantidad de sólidos sedimentables y sólidos disueltos presentes en ella. El agua tratada (agua clarificada) fue retornada al proceso de lavado utilizando tres proporciones diferentes, con el objetivo de determinar cuál es el máximo porcentaje de agua recirculada que se puede utilizar sin que se sobrepasen los límites de vertido. Estas proporciones fueron del 10%, 30% y 50% de agua recirculada. El resto de agua utilizada era agua fresca.

- Efecto de un secado previo al lavado

Posteriormente se realizaron ensayos con recirculación de agua y secado previo, en los que el film de PE fue sometido a un proceso de secado en un secador rotatorio con aire caliente a 60°C durante 20 min. Este proceso de secado previo se

realizó porque se pretendía observar si parte de la suciedad adherida al plástico se desprendería, lo que mejoraría el posterior proceso de lavado y el tratamiento de las aguas residuales. El resto del procedimiento fue exactamente igual que el utilizado para los ensayos con agua recirculada, pero partiendo del material previamente secado.

- Efecto del tratamiento físico-químico del agua de lavado

En primer lugar, se realizaron ensayos para comprobar y determinar el efecto de un coagulante y floculante comercial suministrado por una empresa de tratamiento de aguas. Para ello, se realizó un lavado del film, con la misma proporción agua/plástico en peso utilizada en todos los ensayos realizados hasta el momento (40/1) y se recogió el agua de lavado.

Los ensayos se realizaron sin usar ningún tipo de reactivo (solo decantación) y usando los reactivos para el tratamiento del agua. En este último caso, se han probado tres dosis: la dosis indicada por la empresa, y dos variaciones con el 50% y el 25% de la misma.

El procedimiento seguido de acuerdo con la información facilitada por la empresa fue el siguiente: al agua de lavado (agua bruta), se adiciona en primer lugar el coagulante en una dosis de 1,5 g/L; a continuación, se ajusta el pH hasta un valor próximo a 7 usando NaOH al 50%, en este caso la dosis es variable en función del pH del agua; a continuación, se añade floculante previamente preparado en una dosis de 3 g del producto preparado por L de agua a tratar. Una vez añadidos los reactivos se procede a determinar en primer lugar los sólidos sedimentables (SSD). Posteriormente se retira el agua clarificada y se analiza el resto de parámetros a dicha agua

A continuación, el film fue sometido a un proceso de lavado con agua a temperatura ambiente, manteniendo siempre la proporción sólido/líquido de 1/40 y utilizando diferentes proporciones de agua recirculada/agua fresca. En este primer estudio, las muestras de plástico no fueron sometidas a un secado previo, antes de la etapa de lavado.

Además, dados los resultados obtenidos en los ensayos previos, se decidió utilizar el 50% de la dosis de reactivos indicada por la empresa de tratamiento de aguas. Por tanto, el procedimiento fue: primero se añadió el coagulante en una proporción 0,65 mL/L, tras esto se ajustó el pH con una disolución de NaOH hasta alcanzar un pH próximo a 7 y por último se añadió el floculante en una proporción 1,5 g/L. En este caso, se realizaron tres ciclos de lavado. El primer lavado se realizó con agua fresca (100% agua limpia), tras este lavado se recuperó el agua clarificada y se realizó un segundo lavado con diferentes proporciones de agua residual/agua fresca (90/10, 70/30, 50/50). Tras este lavado, se recuperó de nuevo el agua clarificada y se realizó un tercer lavado con las mismas proporciones de agua residual/agua fresca (90/10, 70/30, 50/50). El objetivo era comprobar las características del agua de lavado reutilizada en distintas etapas. El esquema de trabajo se resume en la Figura 3.2.



Figura 3.2. Lavados realizados con recirculación del agua tratada y con diferentes proporciones de agua tratada/agua fresca.

Finalmente, se realizaron los mismos ensayos anteriores, pero con secado previo del material. Para ello, el proceso de tratamiento de este film se dividió en dos etapas: una primera etapa de secado previo, que se realizó en el mismo secador rotatorio utilizado en los ensayos anteriores, a 60°C y durante 20 min. En este proceso el film pierde tanto humedad como “suciedad”. Posteriormente se realiza la segunda etapa de lavado siguiendo el mismo procedimiento que todas las realizadas anteriormente. El proceso seguido es igual al mostrado en la Figura 3.2, pero realizando un secado previo del film.

3.2.2.2. Caracterización físico-química de las aguas de lavado

El agua de lavado recogida en los diferentes ensayos fue analizada con objeto de determinar sus principales características físico-químicas, de acuerdo con los parámetros de vertido permitidos por el Ayuntamiento de Granada (España). En este caso, se utilizó como normativa la Ordenanza Municipal Reguladora de los Vertidos a la Red de Alcantarillado del Ayuntamiento de Granada, que regula las condiciones a las que deberán adecuarse los vertidos de aguas residuales procedentes de las instalaciones domésticas, urbanas e industriales.

Como se ha indicado anteriormente, en todos los ensayos realizados se tomaron muestras de las aguas de lavado, determinando los siguientes parámetros:

- **Sólidos sedimentables (SSD):** este parámetro se determinó por decantación, de acuerdo con la norma UNE 77032:2015, a partir de un volumen de muestra dejado en reposo en un cono de Imhoff durante una hora. El resultado se expresó en mL/L.
- **Sólidos en suspensión (SS):** se determinó gravimétricamente mediante filtración en vacío, de acuerdo con la norma UNE-EN 872:2006, utilizando un filtro Filter-Lab 1240, con tamaño de poro 14-18 μm . Posteriormente, el filtro se dejó secar en una estufa a 105°C durante 24 horas y se pesó el residuo sólido que quedó en dicho filtro. El resultado se expresó en g/L.
- **Sólidos totales (ST):** se determinaron por diferencia de peso entre el plástico sucio y el plástico limpio. El resultado se expresó en g/L.
- **Demanda química de oxígeno:** en este caso se utilizaron dos métodos para determinar la DQO, para comprobar la posibilidad del efecto de la presencia de algunas sustancias en el agua en la medida de DQO. Así se utilizó un método basado en un proceso de oxidación-reducción y posterior valoración con el fin de medir la cantidad de oxidante químico consumida, expresándolo en mg/L de oxígeno equivalente. También se determinó utilizando un fotómetro multiparámetro Hanna instruments serie

HI833XX, con unos kits de reactivos que siguen la norma 410.4 aprobada por la EPA para la determinación de la DQO en aguas superficiales y residuales. Dicho método consiste en la determinación de la DQO mediante colorimetría semiautomática.

- **Demanda biológica de oxígeno (DBO):** este parámetro se determinó de acuerdo a la norma UNE-EN 1899.
- **Conductividad y sólidos disueltos totales (TSD):** el total de sólidos disueltos se define como la suma de todos los elementos presentes en el agua que no sean la molécula de agua pura más las partículas o sustancias que no se disuelven ni se asientan en ella. Es un parámetro estrechamente relacionado con la conductividad eléctrica, ya que cuanto mayor es el valor de TSD, mayor es la conductividad. Ambos parámetros fueron medidos con un medidor multiparamétrico Crison MM40, de acuerdo a la norma UNE-EN 27888:1994.
- **pH:** este parámetro fue medido con el medidor multiparamétrico Crison MM40.
- **Contenido en cloruros:** este parámetro fue medido usando un fotómetro multiparamétrico Hanna instruments serie HI833XX, utilizando el método 8113 de Hach, del tiocianato de mercurio. El método utiliza un kit de reactivos en el que el cloruro de la muestra reacciona con el tiocianato de mercurio para formar cloruro de mercurio y liberar el ión tiocianato. Los iones tiocianato reaccionan con los iones férricos para formar un complejo tiocianato férrico anaranjado. La cantidad de este complejo es proporcional a la concentración de cloruro. La longitud de onda de medición es de 455 nm.
- **Contenido en nitrógeno total:** este parámetro fue medido usando un fotómetro multiparamétrico Hanna instruments serie HI833XX, utilizando el método del ácido cromotrópico (normativa SM 4500 Norg), un método colorimétrico que utiliza una solución de antimonio, una solución de ácido cromotrópico y ácido sulfúrico. Los tubos se agitaron por inversión, una vez

sellados y se dejaron reaccionar. Tras esto se efectuó la lectura de absorbancia a 420 nm.

- **Contenido en fósforo total:** este parámetro fue medido usando un fotómetro multiparamétrico Hanna instruments serie HI833XX, utilizando el método del ácido ascórbico (norma 365.2 de la EPA y SM 4500-P). En solución sulfúrica los iones ortofosfato forman con los iones molibdato, ácido molibdofosfórico. Este último, con ácido ascórbico, se reduce a azul de fosfomolibdeno que se determina fotométricamente.

En el caso del lavado a 60°C con NaOH, el agua presentaba un pH demasiado básico (>13) y un valor de conductividad demasiado alto, que excedía el máximo que puede medir la sonda (>18000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), siendo imposible que estos valores se estabilizaran, por lo que no se han tenido en cuenta en la tabla posterior a la hora de presentar los resultados.

3.3. Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los distintos procesos de lavado considerados. Sin embargo, a la hora de interpretar dichos resultados es importante tener en cuenta que el plástico film utilizado en este estudio procedía de la fracción orgánico-resto, aquella no recogida selectivamente. Este plástico está en contacto con todo tipo de restos orgánicos, por lo que se presenta más contaminado y contiene más impurezas que el procedente de la recogida selectiva (contenedor exclusivo de envases). Esto proporciona una gran heterogeneidad al material e influye de manera negativa en los parámetros físico-químicos del agua residual del lavado.

3.3.1. Ensayos de lavado con agua en tres condiciones: temperatura ambiente, 60°C y 60°C con NaOH

Se llevaron a cabo ensayos de lavado siguiendo el procedimiento explicado en el apartado 3.2.2.1. Tras el lavado, se analizaron tanto al agua bruta (tal y como se obtiene del proceso de lavado) como al agua clarificada que quedó tras someter al agua bruta a un proceso de decantación. En las Tablas 3.1 y 3.2 se muestran los

valores medios obtenidos de los principales ensayos realizados. También, en la Tabla 3.3 se presenta la concentración de los elementos minoritarios que se encontraron en las aguas de lavado para el lavado a temperatura ambiente y el lavado a 60°C (no se realizó la medida en el agua cuando se utilizó NaOH, dada la dificultad por la presencia de un alto contenido en Na).

Tabla 3.1. Análisis del agua bruta del lavado a T^a ambiente, 60°C y 60°C con NaOH.

Parámetros	Resultados		
	T ^a Ambiente	T ^a 60°C	T ^a 60°C + NaOH
Sólidos sedimentables (mL/L)	13,5	17,1	47,2
Sólidos en suspensión (g/L)	1,06	0,96	6,83
Sólidos totales (g/L)	3,71	3,24	10,30
DQO	1509	2007	8927
DBO ₅	527	577	3184
pH	7,52	7,61	>13
Conductividad (μS/cm)	448	501	>15000
TSD (mg/L)	287	321,3	-
Cloruros (mg/L)	81,7	110,7	633,3
Nitrógeno total (mg/L)	24,3	35,3	145,7
Fósforo total (mg/L)	6,3	7,0	23,0

Tabla 3.2. Análisis del agua clarificada del lavado a T^a ambiente 60°C y 60°C con NaOH.

Parámetros	Resultados		
	T ^a Ambiente	T ^a 60°C	T ^a 60°C + NaOH
DQO	768	1029	4945
DBO ₅	390	438	2302
pH	7.77	7.69	>13
Conductividad (μS/cm)	438	414	>15000
TSD (mg/L)	280	278.5	-
Cloruros (mg/L)	46.7	67.7	276.7
Nitrógeno total (mg/L)	14.3	18.7	94.0
Fósforo total (mg/L)	3.0	4.3	12.0

Las diferencias entre los lavados a temperatura ambiente y a 60°C no fueron muy significativas. Los valores de DQO, conductividad, cloruros y nitrógeno fueron un poco superiores en los lavados a 60°C. Únicamente los parámetros de DQO y sólidos sedimentables superan un poco la normativa de vertido del municipio de Granada (la normativa establece un valor límite de 1400 mgO₂/L para DQO y 10 mL/L para sólidos sedimentables). El lavado con agua caliente

mejoró el aspecto del plástico film, viéndose más brillante, lo que indica que este lavado mejoró la eliminación de grasas y aceites adheridos al material. Resultados similares fueron también obtenidos por Luijsterburg (2015) para otros residuos plásticos. Este autor indica que la incorporación de una etapa de lavado en caliente muestra una influencia positiva en las propiedades mecánicas del PE reciclado próxima a los valores del PE virgen. Cossu et al. (2012) analizaron efluentes de ensayos de lavado de residuos plásticos y encuentran valores altos de emisiones de DQO (4740 mgO₂/L) y de nitrógeno orgánico total (290 mg/L).

En el lavado realizado con NaOH prácticamente todos los valores (especialmente la DQO y la conductividad) son excepcionalmente altos, lo que puede ser debido a la presencia de otros compuestos o coloides formados con el NaOH y a la introducción de iones en el medio. Esto provoca que los valores de los parámetros estén muy por encima de los límites de vertido de acuerdo con la Ordenanza Municipal Reguladora de los Vertidos a la Red de Alcantarillado del Ayuntamiento de Granada. Además, el lavado con NaOH no implicaba una mayor pérdida de suciedad en peso, tan solo un aspecto más brillante del plástico y la eliminación de tintes principalmente. Algunos estudios (Awaja and Pavel, 2005) determinaron que el uso de NaOH o algún otro disolvente era esencial para la eliminación de los tintes y el pegamento en el reciclaje de PET. Sin embargo, el agua residual del lavado requeriría un costoso tratamiento para su posterior vertido y/o reutilización. No obstante, aunque esos parámetros son muy altos, los valores son similares a los encontrados por Cossu et al., (2012) en un proceso de lavado con agua sola y una relación de líquido/sólido de 5.

También se puede observar que, cuando se sometió el agua bruta a un proceso de decantación, se redujo aproximadamente un 49% el valor de DQO, un 25% DBO₅ y entre un 35-50% el contenido de cloruros, nitrógeno y fósforo, mientras que la conductividad, pH y contenido de sólidos disueltos se mantuvo prácticamente constante.

Con respecto a los elementos minoritarios (Tabla 3.3), se observa que las concentraciones de estos elementos, en su gran mayoría, son menores a 0,03 mg/L

a excepción del estaño (Sn), manganeso (Mn) y bario (Ba). En el caso del estaño se encontraron concentraciones de 0,42 mg/L para el agua de lavado a temperatura ambiente y 0,38 mg/L para el agua de lavado a 60°C. Para el manganeso (Mn) se encontraron concentraciones de 0,16 mg/L y 0,11 mg/L, respectivamente, mientras que en el caso del bario (Ba) se obtuvieron concentraciones de 0,12 mg/L y 0,11 mg/L, respectivamente. A la vista de los resultados, se puede concluir que en ningún caso se superaron los límites máximos permitidos de contenido en metales, de acuerdo con la Ordenanza Municipal Reguladora de los Vertidos a la Red de Alcantarillado del Ayuntamiento de Granada.

Tabla 3.3. Análisis de elementos minoritarios del agua bruta del lavado a Tª ambiente y a 60°C.

Elementos minoritarios (mg/L)		
Elementos	T. Ambiente	T.60°C
Li	0,005206	0,004421
Sc	0,001912	0,001894
Ti	0,013235	0,010856
V	0,001048	0,001166
Cr	0,005795	0,004504
Mn	0,157648	0,11415
Co	0,000943	0,001436
Ni	0,013598	0,010603
Cu	0,002352	0,003471
Zn	0,026213	0,021525
Ga	0,004845	0,004643
Gr	0,000027	0,000017
As	0,004657	0,004093
Se	0,000547	0,000767
Rb	0,014201	0,01285
Sr	0,426816	0,380195
Y	0,000016	0,000012
Zr	0,000422	0,000304
Nb	0,000136	0,000162
Mo	0,000336	0,000645
Sn	0,000227	0,000475
Sb	0,002655	0,002915
Ba	0,115027	0,106199
Hf	0,003848	0,001861
Ir	0,000305	0,00133
Hg	0,003656	0,030054
Pb	0,00047	0,000622
Bi	0,000085	0,000069
Th	0,000786	0,000435

Debido a la escasa diferencia en los parámetros del agua residual entre lavar a temperatura ambiente y a 60°C, y a los problemas que plantea el uso del NaOH, se decidió continuar con los ensayos utilizando agua a temperatura ambiente. Además, esto facilita el tratamiento posterior del agua de lavado y la posibilidad de reutilizar dicha agua, lo que es fundamental en un proceso de este tipo, dado el elevado consumo de agua que es necesario utilizar.

Además, los resultados obtenidos sugieren que puede ser necesario someter al agua residual a un tratamiento físico-químico tras el lavado, utilizando un proceso de coagulación-floculación para disminuir sus parámetros químicos de cara a ser reutilizada y/o vertida a la red pública (Orsi and Da Nave, 2009).

3.3.2. Ensayos de lavado con agua recirculada

En estos ensayos, para poder utilizar agua recirculada, tras el primer lavado ésta era sometida a un proceso físico de decantación para depurarla. En la Tabla 3.4 se presentan los valores determinados para el agua tanto bruta sin recirculación (100% fresca) como para los lavados realizados con agua recirculada usando un 10%, un 30% y un 50% de agua recirculada. El diagrama de flujo del proceso de lavado se presenta en la Figura 3.3.



Figura 3.3. Diagrama de flujo del proceso de lavado con agua recirculada sin secado previo.

El tratamiento físico del agua residual bruta redujo los parámetros de DQO en un 47%, DBO₅ en un 33%, contenido en cloruros 31%, nitrógeno en un 46% y fósforo total en un 38%, mientras que los parámetros de pH, conductividad y

sólidos totales disueltos se mantuvieron prácticamente constantes. Orsi and da Nave (2009) obtuvieron reducciones del 63% de DBO₅ y 65% DQO utilizando, además del tratamiento físico, un tratamiento químico basado en coagulación y floculación.

Tabla 3.4. Valores de los parámetros medidos al agua residual tras los lavados con agua recirculada y sin secado previo del material.

Parámetro	Sin reutilización del agua		Con reutilización del agua Clarificada		
	Bruta	Clarificada	%Fresca-%Recirculada		
			90-10	70-30	50-50
Sólidos sedimentables (mL/L)	18,5	-	9	11	19,5
Sólidos en suspensión (g/L)	0,64	-	0,70	1,60	0,96
Sólidos totales (g/L)	2,98	-	1,42	1,71	2,98
DQO	1454	650	952	1532	1558
DBO ₅	483	357	340	558	578
pH	7,16	6,97	7,03	7,07	7,18
Conductividad (μS/cm)	426	454	393	622	568
TSD (mg/L)	273	292	252	398	363
Cloruros (mg/L)	92,0	63	72	151	167
Nitrógeno orgánico total (mg/L)	23,8	12,8	12	29,2	27,6
Fósforo total (mg/L)	4,7	2,9	7,8	10,4	10,0

Con respecto a los porcentajes de agua recirculada utilizados, se puede ver que conforme aumenta la cantidad de agua recirculada y disminuye la introducción de agua fresca aumentan todos los parámetros a excepción del pH que se mantiene prácticamente constante. Los parámetros del agua recirculada en un 10% aún cumplen con la normativa de vertido, mientras que las aguas usadas para el lavado del plástico con un 30% y un 50% de agua recirculada obtienen valores de DQO superiores al permitido (1400 mgO₂/L). De estos resultados se puede concluir que para el uso de agua recirculada no basta con un tratamiento físico del agua, sino que sería necesario el uso de un tratamiento físico-químico, utilizando un proceso de coagulación-floculación. Con esta medida se reduciría el valor de DQO por debajo de 1400 mgO₂/L y se cumpliría con la normativa de vertido.

A pesar de ello, el proceso de lavado utilizando agua recirculada es muy recomendable, debido al aprovechamiento del agua y la evitación de un vertido excesivo.

3.3.3. Ensayos de lavado con agua recirculada y secado previo

En estos ensayos se realizó un secado previo del material a 40°C, tras el cual se obtuvo un film mucho más limpio previo al proceso de lavado. Principalmente, la suciedad eliminada con el secado previo fueron las partículas sólidas sueltas o mínimamente adheridas al material. Tras el primer lavado, el agua bruta fue tratada con un proceso de decantación y esa agua fue recirculada en los lavados posteriores. En la Tabla 3.5 se presentan los valores determinados tanto para el agua bruta (100% fresca) como para los lavados realizados con agua recirculada usando un 10%, un 30% y un 50% de la misma. El diagrama de flujo del proceso de lavado se presenta en la Figura 3.4.

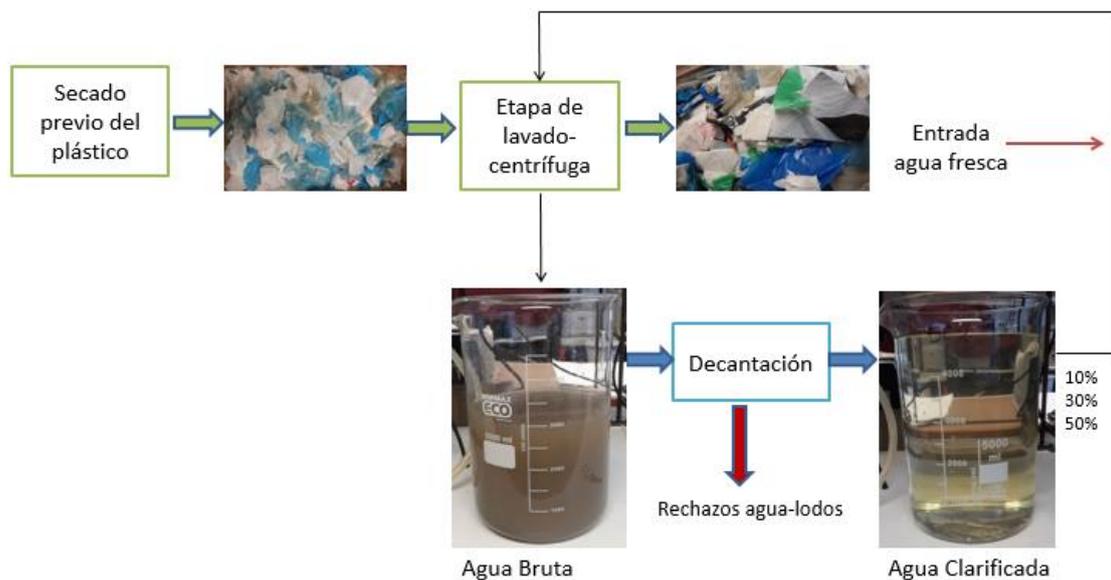


Figura 3.4. Diagrama de flujo del proceso de lavado con agua recirculada con secado previo.

Tabla 3.5. Valores de los parámetros medidos al agua residual tras los lavados con agua recirculada y con un secado previo del material realizado a 60°C.

Parámetro	Sin reutilización del agua		Con reutilización del agua		
	Bruta	Clarificada	Clarificada		
			%Fresca-%Recirculada		
			90-10	70-30	50-50
Sólidos sedimentables (mL/L)	12,5	-	8	9,5	15,5
Sólidos en suspensión (g/L)	0,45	-	0,97	0,95	0,89
Sólidos totales (g/L)	1,63	-	1,62	1,87	1,60
DQO	748	350	822	1204	1576
DBO ₅	340	215	313	362	410
pH	8,07	7,88	7,79	7,93	7,78
Conductividad (μS/cm)	370	343	421	460	522
TSD (mg/L)	237	220	269	295	355
Cloruros (mg/L)	148	118	164	194	216
Nitrógeno orgánico total (mg/L)	20,4	9,4	25,2	34,6	33
Fósforo total (mg/L)	9,2	7,4	10,0	12,8	7,0

La pérdida de material particulado del film en el secado previo se ve reflejada en los sólidos sedimentables, sólidos en suspensión y sólidos totales principalmente, que obtuvieron valores más bajos. En estas condiciones, las aguas cumplen todos los parámetros de vertido excepto el agua recirculada al 30%, que sobrepasa mínimamente los valores máximos de sólidos sedimentables y DQO. Estas pequeñas diferencias se deben a la heterogeneidad del propio material y son muy difíciles de controlar.

En general, podría concluirse que la etapa de lavado más idónea incluiría un secado previo en caliente del material y una recirculación de las aguas de lavado en un porcentaje superior al 50%.

3.3.4. Ensayos de lavado con y sin secado previo. Efecto del tratamiento físico-químico del agua de lavado

En primer lugar, se realizaron ensayos para comprobar y determinar el efecto del coagulante y floculante suministrado por una empresa de tratamiento de aguas. Se utilizó el 100% de la dosis recomendada, el 50% de la dosis

recomendada y el 25% de la dosis recomendada. En la Tablas 3.6 y 3.7 se muestran los valores de los parámetros analizados en el agua de lavado.

Tabla 3.6. Análisis del agua de lavado sin usar tratamiento físico-químico.

PARÁMETRO	AGUA BRUTA SIN REACTIVOS	AGUA CLARIFICADA SIN REACTIVOS
pH	6,22	6,54
Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$	446	415
SDT, mg/L	285	329
SSD, mL/L	14	--
SS, g/L	2,6	--
DQO mg/L	1586	734

Tabla 3.7. Efecto de la dosis de reactivos en el análisis del agua de lavado.

PARÁMETRO	AGUA BRUTA			AGUA CLARIFICADA		
	100% DOSIS	50% DOSIS	25% DOSIS	100% DOSIS	50% DOSIS	25% DOSIS
pH	6,22	6,22	6,22	6,13	7,25	7,55
Conduct., $\mu\text{S}/\text{cm}$	446	446	446	2000	1319	1011
SDT, mg/L	285	285	285	1291	845	647
SSD, mL/L	280	155	125	-----	-----	-----
SS, g/L	2,6	2,6	2,6	0,24	0,20	0,21
DQO mg/L	1586	1586	1586	460	502	512

En los resultados se observan dos parámetros que se modifican principalmente con el cambio en la dosis de coagulante-floculante. Uno de ellos es el valor de los sólidos sedimentables (SSD) que aumentan de 125 mL/L con una dosis del 25% a 280 mL/L con una dosis del 100%. Este parámetro determina la buena o mala sedimentabilidad de los lodos. El otro parámetro que puede ser determinante a la hora de poder realizar la recirculación del agua de lavado es la conductividad, que prácticamente se duplica al pasar de una dosis del 25% a usar el 100%. La conductividad no debería sobrepasar el valor de 3.000-4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el agua de vertido, según la Ordenanza Municipal Reguladora de los Vertidos a la Red de Alcantarillado del Ayuntamiento de Granada, sería de 4.000 (BOP 137 20/07/2010).

A continuación, se realizaron ensayos de lavado de tres lotes de film PE sin y con secado previo del material, y con recirculación del agua de lavado. En estos ensayos, tras el primer lavado el agua era sometida a un proceso físico-químico

para su depuración siguiendo el procedimiento descrito en el apartado 3.3.2.2.1. El diagrama de flujo del proceso de lavado se presenta en la Figura 3.5.

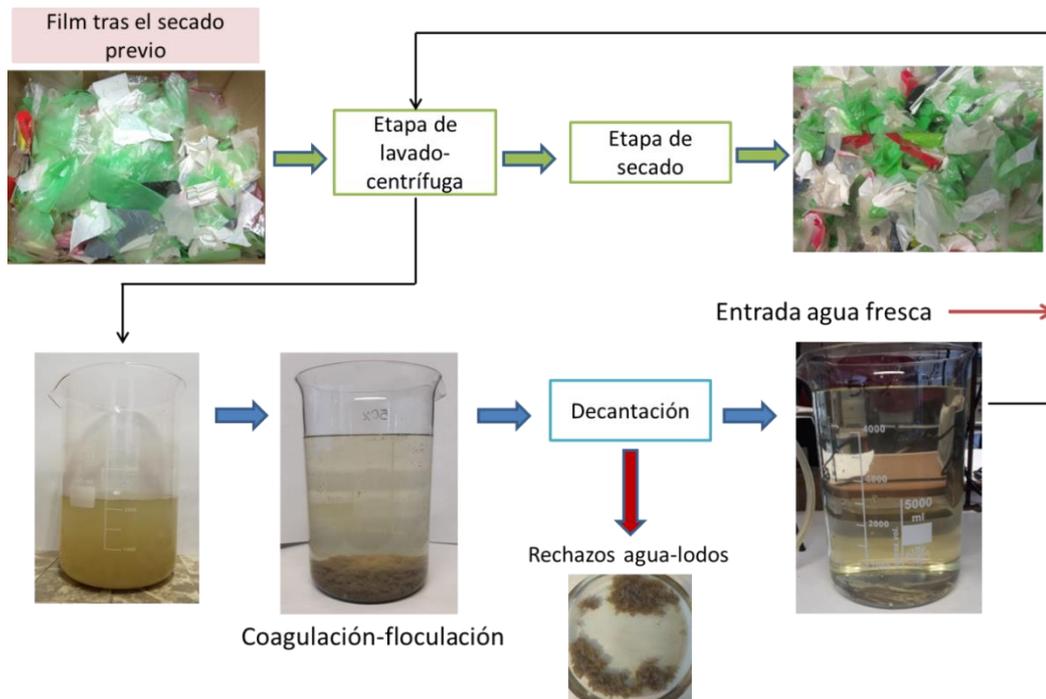


Figura 3.5. Diagrama de flujo del proceso de lavado con agua reciclada, secado previo y tratamiento físico-químico del agua de lavado.

Además, como se ha indicado en materiales y métodos, se aumentó la proporción de agua reciclada utilizada, realizando ensayos con proporciones de agua fresca/agua reciclada de 50/50 (para poder comparar con los ensayos anteriores), 30/70 y 10/90. Así mismo, se hicieron tres ciclos de lavado para simular el comportamiento en un proceso industrial. Al tratarse de un proceso realizado en el laboratorio, el primer lavado siempre se realiza con 100% de agua fresca, que posteriormente, una vez tratada (agua clarificada), se reutiliza en los siguientes lavados. En la Tabla 3.8 se muestran los resultados de los parámetros medidos en el agua de lavado clarificada, en cada ciclo y para cada proporción de agua utilizada. Se han incluido solo aquellos parámetros que se han modificado de forma significativa y cuyo valor puede afectar al vertido del agua no utilizada.

Tabla 3.8. Tabla comparativa de parámetros medidos al agua residual de lavado en ensayos sin y con secado previo después de tres ciclos de lavado para diferentes proporciones agua fresca/agua recirculada.

PARAMETRO	SIN SECADO PREVIO			CON SECADO PREVIO		
	1 ^{er} lavado					
	100/0			100/0		
pH	7,47			7,47		
Conductividad, $\mu\text{s}/\text{cm}$	1349			673		
TSD, mg/L	865			430		
Sólidos en suspensión, g/L	0,14			0,06		
DQO	556			348		
DBO ₅	200			145		
PARAMETRO	2 ^o Lavado					
	50/50	30/70	10/90	50/50	30/70	10/90
pH	7,12	7,05	6,77	7,32	7,44	7,48
Conductividad, $\mu\text{s}/\text{cm}$	1414	1705	2234	917	974	1131
TSD, mg/L	906	1063	1437	587	623	724
Sólidos en suspensión, g/L	0,10	0,16	0,19	0,10	0,09	0,16
DQO	782	823	1051	660	703	763
DBO ₅	264	295	276	205	209	236
PARAMETRO	3 ^{er} Lavado					
	50/50	30/70	10/90	50/50	30/70	10/90
pH	7,71	7,41	7,33	7,67	6,99	6,85
Conductividad, $\mu\text{s}/\text{cm}$	1510	1618	2041	927	1073	1261
TSD, mg/L	967	1067	1306	592	688	807
Sólidos en suspensión, g/L	0,20	0,23	0,31	0,08	0,04	0,04
DQO	1100	1120	1435	752	838	1098
DBO ₅	550	590	659	370	430	510

Si se comparan los datos con los obtenidos sin el tratamiento físico-químico del agua, se observa que los parámetros que más se modifican son la conductividad y los TSD que aumentan de forma significativa debido a la introducción de los reactivos utilizados (floculante y coagulante) para el tratamiento del agua. Por el contrario, la DQO, los SS y la DBO₅ bajan, lo que manifiesta la efectividad del tratamiento. Así, por ejemplo, utilizando secado previo y una relación agua fresca/agua recirculada de 50/50, en el segundo lavado se obtiene un valor de DQO de 1586 con el tratamiento del agua de lavado.

También se observa que, al aumentar la proporción de agua recirculada hasta un valor del 90%, se aumentan los valores de todos los parámetros como era de esperar. Sin embargo, de nuevo se pone de manifiesto la efectividad del secado

previo ya que, por ejemplo, para el tercer lavado, los valores de DQO que se obtienen para una relación de 10/90 superarían los límites de vertido permitidos (1.400 mgO₂/L) sin secado previo, mientras que con secado previo aún se podría realizar otros ciclos de lavado ya que el valor está por debajo de dicho límite.

Dado que la DQO y la conductividad parecen ser los parámetros más restrictivos en la reutilización y vertido del agua de lavado, para mostrar con más claridad los resultados, en la Figura 3.6 se ha representado la evolución de dichos parámetros con el número de lavados y para las distintas relaciones agua recirculada/agua fresca analizadas, tanto sin secado como con secado previo del material.

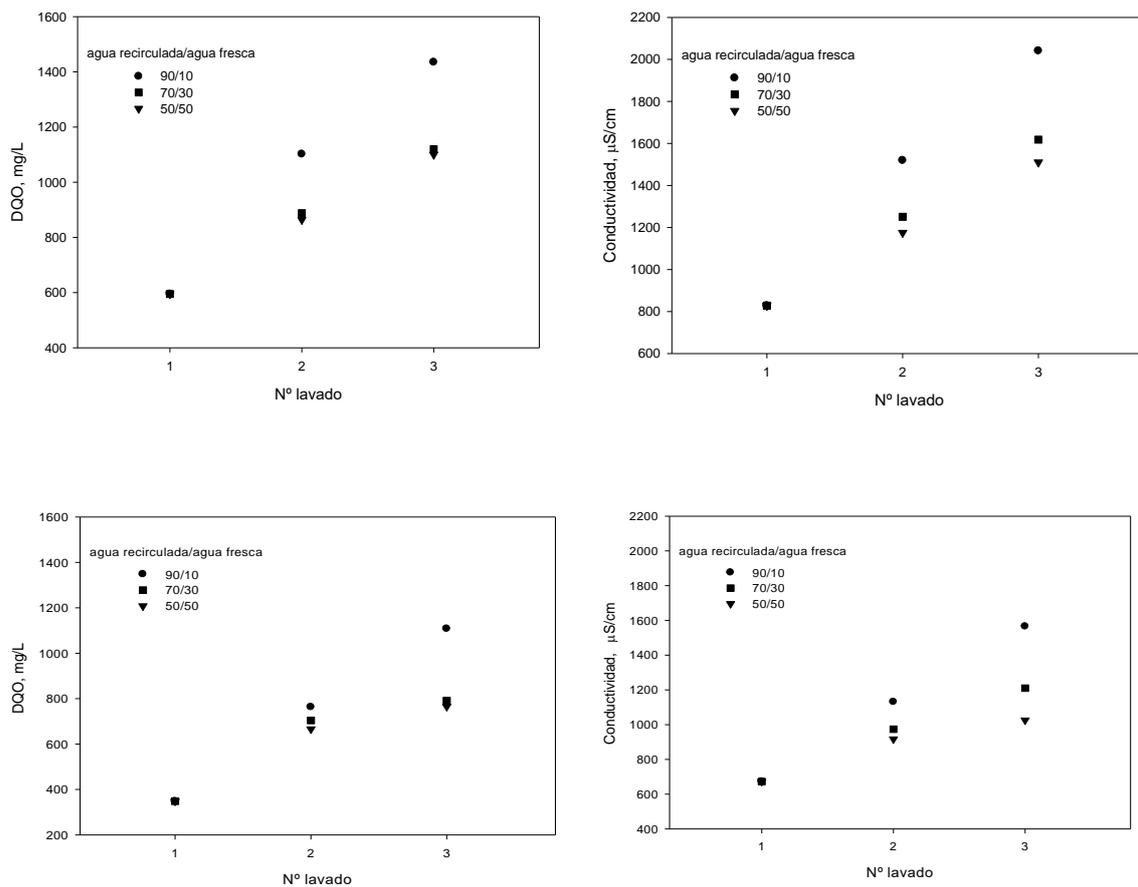


Figura 3.6. Modificación de la DQO y de la conductividad en función del nº de lavados y distintas relaciones agua recirculada/agua fresca.

3.4. Conclusiones

El objetivo principal de este estudio fue llevar a cabo pruebas de lavado de film de polietileno post-consumo, bajo diferentes condiciones, en el marco de un proceso de reciclaje mecánico de estos desechos. Hay que tener en cuenta que al tratarse de plásticos residuales post-consumo presentan un alto grado de contaminación, principalmente de carácter orgánico, lo que hacen que el proceso de reciclado pueda ser complejo, particularmente la etapa de lavado y depuración de las aguas resultantes. En este sentido, se probaron varias condiciones para optimizar el proceso de lavado y diseñarlo para que pueda aplicarse a nivel industrial.

El principal problema presentado por las aguas residuales de las diferentes pruebas de lavado fue que algunos parámetros excedieron los efluentes de descarga de aguas residuales para el municipio de Granada (España), siendo el parámetro más problemático la demanda química de oxígeno. Las condiciones de lavado que proporcionaron mejores resultados fueron aquellas en las que el material se secó previamente y las aguas residuales se recircularon, ya que el secado eliminó gran parte de la suciedad adherida al film, mejorando las características del agua. Además, el uso de agua recirculada evita el consumo excesivo y el vertido de este recurso.

Además, se introdujo una etapa de tratamiento físico-químico de las aguas residuales, mediante el uso de coagulantes y floculantes. Los resultados de los parámetros de aguas residuales muestran que los valores de conductividad y sólidos disueltos totales aumentaron debido a la introducción de los reactivos utilizados. Sin embargo, la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno y los sólidos en suspensión disminuyen, lo que demuestra la efectividad del tratamiento permitiendo una mayor recirculación del agua en el proceso.

3.5. Referencias

Al-Sabagh, A.M., Yehia, F.Z., Eshaq, G., Rabie, A.M., ElMetwally, A.E. (2016). Greener routes for recycling of polyethylene terephthalate. *Egypt. J. Pet.* 25, 53-64. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.001>

Brems, A., Baeyens, J., Dewil, R., (2012). Recycling and recovery of post-consumer plastic solid waste in a European context. *Therm. Sci.* 16, 669-685. <https://doi.org/10.2298/TSCI120111121B>

Calero, M., Martín-Lara, M.A., Godoy, V., Quesada, L., Martínez, D., Peula, F., Soto, J.M., (2018). Characterization of plastic materials present in municipal solid waste: preliminary study for their mechanical recycling. *Detritus* 4, 104-112. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13732>

Cinelli, P., Schmid, M., Bugnicourt, E., Coltelli, M.B., Lazzeri, A., (2016). Recyclability of PET/WPI/PE multilayer films by removal of whey protein isolate-based coatings with enzymatic detergents. *Materials* 9, 473-487. <https://doi.org/10.3390/ma9060473>

Cossu, R., Lai, T., Pivnenko, K., (2012). Waste washing pre-treatment of municipal and special waste. *J. Hazard. Mat.* 207-208, 65-72. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.07.121>

Devlieghere, F., De Meulenaer, B., Sekitoleko, P., Estrella García, A.A., Huyghebaert, A., (1997). Evaluation, modelling and optimization of the cleaning process of contaminated plastic food refillables. *Food Addit. Contam.* 14, 671-683. <https://doi.org/10.1080/02652039709374579>

EPA (United States Environmental Protection Agency), 1978. Method 365.3: Phosphorus, all forms (Colorimetric, Ascorbic acid, Two reagent).

EPA (United States Environmental Protection Agency), 1993. Method 410.4, Revision 2.0: The determination of chemical oxygen demand by semi-automated colorimetry.

Hooper, R., Potter, A.K.N., Singh, M., (2001). Diversion from landfill: mechanical recycling of plastics from materials recovery facilities and from shredder residue. *Green Chem.* 3, 57-60. <https://doi.org/10.1039/b008805f>

Hossain, S., Mozumder, S.I., (2018). Post-Consumer Polyethylene Terephthalate (PET) Recycling in Bangladesh through Optimization of Hot Washing Parameters. *Am. Sci. Res. J. Eng. Technol. Sci. (ASRJETS)* 40, 62-76.

Krehula, L.K., Sirocic, A.P., Dukic, M., Hrnjak-Murgic, Z., (2012). Cleaning efficiency of poly(ethylene terephthalate) washing procedure in recycling process. *J. Elastomer Plast.* 45, 429-444. <https://doi.org/10.1177/0095244312457798>

Luijsterburg, B.J., (2015). Mechanical recycling of plastic packaging waste. Eindhoven: Technische Universiteit Eindhoven. <https://doi.org/10.6100/IR783771>

Ordenanza Municipal Reguladora de los Vertidos a la Red de Alcantarillado del Ayuntamiento de Granada (20/07/2010).

Orsi Bordonalli, A.C., Da Nave Mendes, C., (2009). Water reuse on HDPE plastics recycling pack industry. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 14, 235-244. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000200011>

Picuno, C., Alassali, A., Sundermann, M., Godosi, Z., Picuno, P., Kuchta, K., (2020). Decontamination and recycling of agrochemical plastic packaging waste. *J. Hazard. Mater.* 381, 120965. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120965>

Ragaert, K., Delva, L., Van Geem, K., (2017). Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Manage.* 69, 24-58. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.044>

Santana, R.M.C., Gondim, G., (2009). Influence of Cleaning Conditions on the Degradation of Recycled HDPE. *J. Appl. Polym. Sci.* 112, 1454-1460. <https://doi.org/10.1002/app.29479>

Santos, A.S.F., Teixeira, B.A.N., Agnelli, J.A.M., Manrich, S., (2005). Characterization of effluents through a typical plastic recycling process: An evaluation of cleaning performance and environmental pollution. *Resour. Conserv. Recycl.* 45, 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.01.011>

Silva, E.A., Moita Neto, J.M. (2016). Possibilities for environmental improvements in the polyethylene recycling process. *Polímeros* 26, 49-54. <https://doi.org/10.1590/0104-1428.1954>

Soto, J.M., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., Godoy, V., Martín-Lara, M.A., (2018). A real case study of mechanical recycling as an alternative for managing of

polyethylene plastic film presented in mixed municipal solid waste. *J. Appl. Polym. Sci.* 203, 777-787. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.302>

UNE 77032:2015 – Water quality. Determination of sedimentable solid.

UNE-EN 872: 2006. Water quality. Determination of suspended solids. Method by filtration through glass fibre filters.

UNE-EN 1899-1:1998 (equivalent to ISO 5815) – Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BOD_n). Part 1: dilution and seeding method with allylthiourea addition.

UNE-EN 1899-2:1998 (equivalent to ISO 5815) – Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BOD_n). Part 2: Method for undiluted samples.

UNE-EN 27888:1994 (equivalent to ISO 7888:1985) – water quality. Determination of electrical conductivity.

Welle, F., (2016). Investigation into cross-contamination during cleaning efficiency testing in PET recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 112, 65-72. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.003>

Zhou, C., Fang, W., Xu, W., Cao, A., Wang, R., (2014). Characteristics and the recovery potential of plastic wastes obtained from landfill mining. *J. Cleaner. Produc.* 80, 80-86. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.083>



CAPÍTULO 4

PRUEBAS INDUSTRIALES

CAPÍTULO 4. PRUEBAS INDUSTRIALES

4.1. Introducción

El objetivo final del trabajo realizado en esta Tesis Doctoral es obtener un material adecuado para la fabricación de productos de polietileno reciclado, a partir de los materiales recuperados en las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos y que pueda ser aplicable independientemente de la procedencia del material residual.

Estos materiales debido a sus características y los métodos de selección que existen actualmente en las plantas de tratamiento, tienen un alto contenido en polietileno, pero a veces insuficiente para la fabricación de una granza de calidad.

Por lo tanto, la primera etapa del proceso correspondiente a la separación del material en origen es crucial. Con una adecuada separación, se puede llegar a obtener un material de alta pureza (alto contenido en polietileno), que pasaría a las siguientes etapas del proceso.

Para este capítulo, el film de PE utilizado procede de una planta piloto de clasificación de residuos plásticos situada en Alemania. Con este material se han realizado las pruebas correspondientes a las siguientes etapas del proceso, es decir, la etapa de lavado, la fabricación de la granza y la aplicabilidad de esta para obtener film de polietileno reciclado.

En este capítulo de la Tesis Doctoral se pretende presentar los resultados correspondientes a las diferentes pruebas de procesado y lavado del material que se han realizado en instalaciones de distintas empresas de reciclado de plástico, así como las pruebas para obtención de granza y film de PE y el análisis de las muestras recibidas de dichos ensayos, tanto en el laboratorio del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Granada donde se ha realizado la Tesis Doctoral, como los resultados de análisis de muestras enviadas a laboratorios externos especializados.

4.2. Estudio de los procesos de lavado a escala industrial

El material, film de PE post-consumo, procedente de una planta piloto de clasificación de residuos plásticos de Alemania, ha sido enviado a distintas plantas industriales para la realización del proceso de triturado y lavado del material, con objeto de obtener escamas de plásticos que posteriormente han sido utilizadas para la obtención de granza y/o film de PE.

Las pruebas realizadas han sido las siguientes:

1. Procesado y lavado del material. Instalaciones de Plasmaq Lda, situadas en Leiria, Portugal.
2. Procesado y lavado del material. Instalaciones de Herbold, situadas en Meckesheim Alemania.
3. Procesado y lavado del material y extrusión. Instalaciones de Vadias Recycling, situadas en Sofía, Bulgaria.

A continuación, se resumen los ensayos realizados y los análisis de los materiales recibidos, en cada caso, en el laboratorio.

4.2.1 Planta de Plasmaq, Portugal

A las instalaciones de la empresa Plasmaq Lda, se enviaron tres muestras de material que fueron sometidas a ensayos de trituración y lavado.

La mitad del material se somete a un ciclo de lavado, mientras que la otra mitad se somete a dos ciclos de lavado, con el fin de obtener la máxima cantidad de datos posible. Según la información facilitada por la empresa, el proceso que sigue al material es el siguiente:

- Apertura de balas.
- Transporte del material mediante cinta transportadora al molino.
- Trituración del material a dimensiones de 30 mm
- Lavado por fricción en lavadora centrífuga
- Lavado en balsa de decantación
- Secado por centrifugación

- Secado por deshidratación con aire caliente
- Almacenamiento en silo

El material resultante del proceso de Portugal ha sido entregado al laboratorio, triturado y limpio (en concreto se recibieron tres muestras P-1, P-2 y P-3), con el objetivo de realizarle varios ensayos para ver la calidad del mismo. A continuación, se detallan los ensayos realizados.

4.2.1.1 Determinación de la humedad y suciedad del material y análisis de las aguas de lavado

Las muestras trituradas, se volvieron a lavar para comprobar la cantidad de “suciedad” que aún quedaba en el material y se analizó el agua de lavado para determinar la cantidad de sólidos disueltos y totales (Figuras 4.1-4.3). Los resultados obtenidos se reflejan en la Tabla 4.1.



Figura 4.1. Muestras de plástico tras el lavado en el laboratorio de las muestras P-1, P-2 y P-3.



Figura 4.2. Sólidos disueltos en el agua de lavado del laboratorio de las muestras P-1, P-2 y P-3.



Figura 4.3. Sólidos totales en el agua de lavado del laboratorio de las muestras P-1, P-2 y P-3.

Tabla 4.1. Parámetros medidos a los plásticos tras el lavado en el laboratorio y el agua de lavado.

Muestra inicial	Parámetros	Valor
Muestra P-1	Sólidos disueltos (g/L)	0,9
	Sólidos totales (g/L)	1,92
	Humedad (%)	0,64
	Suciedad (%)	2,06
Muestra P-2	Sólidos disueltos (g/L)	Despreciable
	Sólidos totales (g/L)	1,17
	Humedad (%)	4,53
	Suciedad (%)	1,24
Muestra P-3	Sólidos disueltos (g/L)	0,7
	Sólidos totales (g/L)	0,80
	Humedad (%)	4,97
	Suciedad (%)	1,32

Los resultados muestran que el contenido en suciedad del material es aún importante, con un valor medio de 1,5%, lo que también se refleja en el contenido en sólidos totales. Por su parte, la humedad es variable, aunque en dos de las muestras está por encima del 4%. Estos valores indican que hay que mejorar el proceso de lavado y secado del material de cada a producir una granza de calidad.

4.2.1.2. Determinación del contenido en LDPE y HDPE mediante separación por flotación

Paralelamente a los lavados y toma de muestras de las aguas residuales, se hicieron también experimentos de flotación en agua para separar polietileno y polipropileno (con densidades inferiores a 1 g/cm^3) de otros materiales menos abundantes como PS y PVC (con densidades superiores a 1 g/cm^3) y que constituirían impropios en el material clasificado en origen. El resultado que se pudo observar en las tres muestras, es que prácticamente todo flotaba y la cantidad de plásticos hundidos no es representativa, tal como puede observarse, a modo de ejemplo, en las Figuras 4.4 para la muestra P1. Por lo tanto, prácticamente todo el material es polietileno (de alta y baja densidad) y algo de polipropileno.



Figura 4.4. Experimento de flotación en agua con la muestra P-1.

Después de este primer ensayo, se realizó una segunda prueba de flotación para identificar el contenido de PE de baja densidad (LDPE) y de alta densidad (HDPE) en la muestra. Para este ensayo, se preparó una disolución de etanol y agua con una densidad de $0,93 \text{ g/cm}^3$. Se llevó a cabo dicho experimento con las tres muestras (P-1, P-2, P-3) previamente secadas en estufa (Figura 4.5). Los resultados se muestran en la Tabla 4.2.



Figura 4.5. Ensayo de flotación con la muestra P-1 en una disolución etanol-agua.

Tabla 4.2. Datos de la separación de LDPE y HDPE por flotación.

Experimento Muestra en seco	Parámetro	Valor
Muestra P-1	LDPE	70,88*
	HDPE	29,12
Muestra P-2	LDPE	72,14*
	HDPE	27,86
Muestra P-3	LDPE	67,68*
	HDPE	32,32

*Puede contener PP

Hay que tener en cuenta que este ensayo de separación por densidad es bastante aproximado, debido a que pueden existir materiales cargados (aumenta la densidad), materiales espumados (disminuye la densidad), y materiales multicapa, cada una de las cuales puede tener una densidad distinta. También puede afectar la forma del material, ya que se puede dar lugar a la formación de burbujas (aumento de densidad).

4.2.1.3. Análisis de las aguas de lavado de las pruebas industriales

Además de los materiales anteriores, fueron suministradas dos muestras de agua de lavado recogidas en las instalaciones de la empresa Plasmaq. Las

muestras han sido conservadas en frío y en un lugar oscuro durante su manipulación.

Una inspección visual establece que el color de ambas muestras es gris-marrón y presentan bastante materia en suspensión (Figura 4.6).



Figura 4.6. Agua original del proceso de lavado (A) y agua obtenida tras el proceso de filtración (B) en la planta de Portugal.

El resumen de los parámetros medidos se muestra en la Tabla 4.3. Si se comparan los resultados obtenidos para estas aguas del lavado realizado en la planta industrial con los encontrados en los ensayos realizados en laboratorio y mostrados en el capítulo 3 de esta Tesis Doctoral, se pone de manifiesto que, en general, todos los valores de los parámetros en este caso son superiores a los obtenidos en las pruebas de laboratorio. Esto puede ser debido a dos factores, por un lado a la heterogeneidad de la muestra, que como se ha indicado en varias ocasiones, el contenido en humedad y suciedad puede ser muy variable dependiendo de la procedencia, la exposición del material, la manipulación, etc; por otro lado, también esta diferencia podría indicar que el lavado en la planta industrial es mucho más efectivo que el realizado a escala de laboratorio, por lo que los valores de los parámetros medidos al agua de lavado resultan superiores.

Tabla 4.3. Parámetros medidos al agua residual procedente de Portugal.

Parámetro	Muestra 1	Muestra 1 filtrada	Muestra 2	Muestra 2 filtrada	Valor límite*
Temperatura, °C	14,7	21,1	14,0	19,3	40
pH	6,08	7,07	6,17	7,06	6-9,5
Conductividad, mS/cm	2,04	1,94	1,80	1,80	3000
Sólidos disueltos, g/l	1,3	1,2	1,1	1,1	--
Sólidos totales, g/l	13,2		4,9		0,7
Sed** ml/l (60 min)	500		130		10
DQO, mg/l	5900		5314		1400
DBO ₅ , mg/l	1200		1100		700
Elementos, mg/l		Muestra 1 filtrada		Muestra 2 filtrada	Valor límite*
Cr total		0,0727		0,0632	1
Mn		0,759		0,753	2
Co		0,0115		0,00968	0,2
Ni		0,0485		0,0408	4
Cu		0,0261		0,03610	3
Zn		0,438		0,455	10
As		0,0206		0,0177	1
Cd		0,0202		0,000642	0,5
Sn		0,00194		0,00252	2
Ba		0,0533		0,0588	20
Hg		0,000824		0,000628	0,1
Pb		0,338		0,0287	1
Al		0,153		0,144	20
Fe		1,453		0,849	10

**Sed, hace referencia a los sólidos sedimentables

*Valor límite según la documentación facilitada sobre normativa de vertidos a la red de saneamiento de un parque metropolitano de Granada.

4.2.2. Planta de Vadias Ltd, Bulgaria

Se enviaron dos muestras de material a la empresa Vadias Ltd, situada en Sofía, Bulgaria donde, según indicaciones de la empresa, fueron sometidas a las siguientes operaciones:

- Apertura de balas
- Transporte en cinta de transportadora hasta el sistema de molienda
- Molienda del material hasta dimensiones aproximadas de 50/60 mm
- Transporte con tornillo y tanque de prelavado/decantador
- Lavado por fricción
- Molino granulador vía húmeda
- Lavado por fricción.
- Tanque de separación
- Secador mecánico/limpiador intensivo
- Secado térmico
- Silo de almacenamiento
- Extrusión para obtención de granza
- Proceso de soplado para obtener película PE

Se recibieron tres muestras de material procedente de esta planta tomadas en distintas etapas del proceso (Tabla 4.4). Estos materiales fueron sometidos de nuevo a diferentes pruebas en el laboratorio, como se indica a continuación.

Tabla 4.4. Lugar de procedencia de las muestras recibidas.

Origen de la muestra Bulgaria 1	Decantador primario, 1ª trituración
Origen de la muestra Bulgaria 2	Material que sale con el agua de lavado
Origen de la muestra Bulgaria 3	Material que se alimenta a la extrusora

4.2.2.1 Determinación de humedad y suciedad del material y análisis del agua de lavado

La determinación de la humedad se ha realizado mediante secado en estufa de calefacción durante 24 h (como se ha indicado en el capítulo 2). Los resultados se reflejan en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5. Porcentajes de humedad de las muestras de plástico.

Muestras	Humedad%
Bulgaria 1	65,29
Bulgaria 2	58,55
Bulgaria 3	10,52

La Figura 4.7 presenta imágenes de las diferentes muestras.

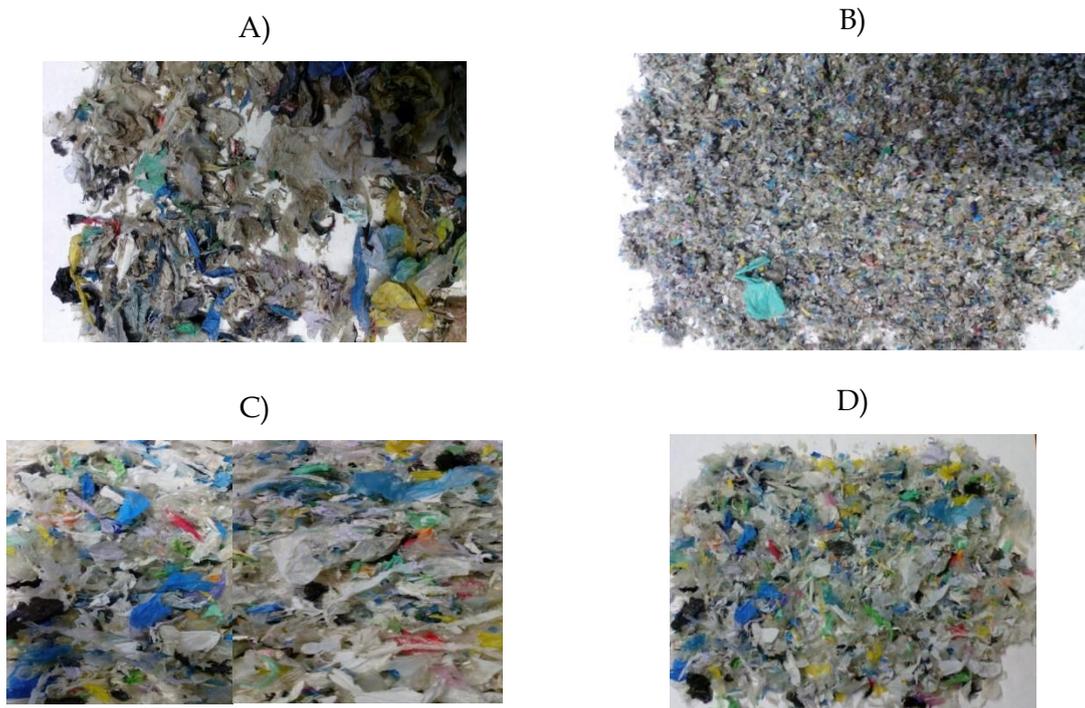


Figura 4.7. A) Muestra B-1 seca; B) Muestra B-2 seca; C) Muestra B-3 seca; D) Muestra B-3 seca tras el proceso de lavado en laboratorio.

Seguidamente, se realizó el estudio de pérdida de “suciedad” de la muestra cuyo origen es la entrada a la extrusora (Bulgaria 3), con el objetivo de ver si aún contiene un porcentaje apreciable de suciedad. Para ello primero se secó la muestra en estufa, a continuación, se lavó a temperatura ambiente con una cantidad de agua no controlada y lo suficiente para asegurar que el proceso de lavado fuese lo más completo posible. Tras el proceso de lavado, la muestra se volvió a secar y se obtuvo por diferencia de peso un contenido en suciedad del 6,99%. Hay que indicar que, en el proceso de lavado se detectó que una parte importante de material se deshacía y se perdía con el agua de lavado, por lo que

ese valor de pérdida de peso podría no ser real al contener el material desecho. Por ello, se realizó otra prueba, en la cual se recogieron todas las partículas de plástico. En este caso, el resultado final de pérdida de peso, descontando el material recogido, representó un 1,16%, lo que resulta más coherente ya que el material procedía del proceso de lavado en la planta industrial.

4.2.2.2. Determinación del contenido en LDPE y HDPE mediante separación por flotación

Al igual que en las muestras procedentes de la planta de Portugal, se hicieron también experimentos de flotación en agua para separar PE y PP del resto de materiales menos abundantes como PS y PVC. El resultado que se pudo observar en todas las muestras es que prácticamente todo flotaba, por lo que se podía concluir que todo el material es PE (de alta y baja densidad) y PP.

Tras el ensayo de flotación, se pasó a la separación de LDPE y HDPE. Para este ensayo, se preparó una disolución de etanol y agua con una densidad de 0,93 g/cm³. En este caso, el ensayo se realizó con el material de entrada a la extrusora (Muestra 3) previamente lavado y secado. Los resultados obtenidos (Tabla 4.6) muestran que en las dos pruebas realizadas hay un porcentaje elevado de polietileno de alta densidad, muy superior al encontrado en las muestras enviadas a las instalaciones de Portugal.

Tabla 4.6. Datos de la separación de LDPE y HDPE por flotación.

Experimento Muestra en seco	Parámetro	%
1 Bulgaria 3	LDPE	21,16*
	HDPE	78,83
2 Bulgaria 3**	LDPE	39,54*
	HDPE	60,46

*Puede contener PP

** En este caso se han repetido varias veces los ensayos para comprobar la mayor presencia de HDPE y no se han hecho valores medios en estos dos casos dada su diferencia.

Se observa que, en este caso, el material enviado a la planta de Vadías presenta un mayor contenido en HDPE, lo que contrasta con los resultados obtenidos con el material enviado a la planta de Plasmaq, donde predominaba el contenido en LDPE, lo que de nuevo manifiesta la heterogeneidad de la muestra con la que se está trabajando.

4.2.3. Planta de Herbold, Alemania

En las instalaciones de la empresa Herbold, situada en Meckesheim, Alemania, se realizaron pruebas con el material bajo distintos tratamientos de triturado y lavado.

La configuración de la línea de lavado de Herbold en la que se realizó la prueba fue la siguiente:

- Pretriturador con tamaño de criba de unos 50 mm sin aporte de agua.
- Tina de prelavado y balsa de decantación.
- Lavado por fricción.
- Hidrociclón.
- Lavado por fricción.
- Centrifugación.
- Secado térmico.

Se recibieron muestras de material procedente de Alemania de distintas etapas del proceso (Tabla 4.7). Estos materiales fueron sometidos de nuevo a diferentes pruebas en el laboratorio. También se analizaron las aguas residuales de lavado procedentes de la planta de Alemania, así como una muestra de materiales metálicos obtenidos en el procesado del material.

Tabla 4.7. Lugar de procedencia y destino de los lotes recibidos, y fecha en la que fueron entregados.

Origen de la muestra de Alemania 1	Material del tamiz
Origen de la muestra de Alemania 2	Material de rechazo del hidrociclón
Origen de la muestra de Alemania 3	Material que se alimenta a la extrusora

4.2.3.1. Determinación del contenido en humedad y suciedad del material

La determinación de la humedad se ha realizado mediante secado en estufa de calefacción durante 24 h (siguiendo el procedimiento indicado en el capítulo 2). Los resultados se reflejan en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Porcentajes de humedad de las muestras de plástico.

Muestra	Humedad, %
Alemania 1 - Valor medio	76,52
Alemania 2 - Valor medio	81,42
Alemania 3 - Valor medio	1,22

En las Figuras 4.8-4.10 se presentan las muestras húmedas y una vez secadas.



Figura 4.8. Muestra A-1 sin secar (izquierda) y seca (derecha).



Figura 4.9. Muestra A-2 sin secar (izquierda) y seca (derecha).



Figura 4.10. Muestra A-3 sin secar (izquierda) y seca (derecha).

Se ha realizado el estudio de pérdida de suciedad de la muestra cuyo origen es la entrada a la extrusora (Muestra 3). Para ello, lo primero que se ha realizado es la etapa de secado, a continuación, se ha lavado a temperatura ambiente y con una cantidad de agua no controlada pero suficiente para asegurar que el material queda totalmente limpio y, posteriormente se ha vuelto a secar el material lavado. Por diferencia de peso se ha obtenido un 0,22% de pérdida de suciedad, prácticamente despreciable. En la Figura 4.11 se muestra el plástico procedente de la entrada de la extrusora una vez lavado.



Figura 4.11. Muestra A-3 limpia y seca tras el proceso de lavado en el laboratorio.

4.2.3.2. Análisis de las aguas de lavado de las pruebas industriales

Se procedió al análisis de dos muestras de agua residual procedentes de dos puntos del proceso de lavado del material realizado en la planta de Alemania, la salida al desagüe y la salida del hidrociclón. En estos ensayos se han medido los principales parámetros: pH, conductividad y concentración de sólidos, sólidos disueltos, sólidos totales, elementos minoritarios y la DQO (se han seguido los procedimientos indicados en el capítulo 3). Los resultados se muestran en las Tablas 4.9 a 4.11. En las Figuras 4.12 y 4.13 se muestran tanto los sólidos totales como los disueltos en el agua del hidrociclón y en el agua del desagüe. En este caso se encontró que los valores obtenidos de los parámetros del agua de lavado, son del mismo orden de magnitud a los encontrados en los ensayos realizados a escala de laboratorio.

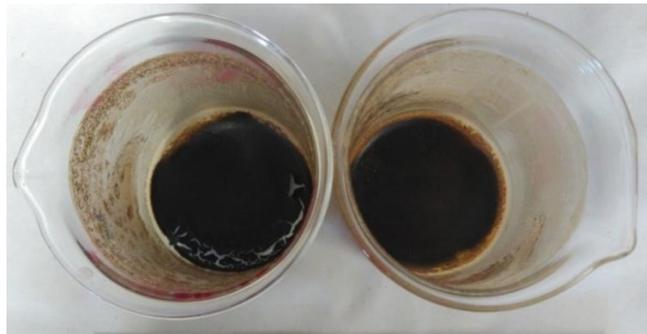


Figura 4.12. Sólidos totales y sólidos disueltos del agua del hidrociclón.



Figura 4.13. Sólidos totales y sólidos disueltos del agua de desagüe.

Tabla 4.9. Parámetros medidos a la muestra de agua del desagüe y a la muestra de agua del hidrociclón.

Experimentos	Parámetros	Valores
Agua de desagüe	pH	6,48
	Conductividad, $\mu\text{s}/\text{cm}$	2770
	Sólidos disueltos (g/L)	4,72
	Sólidos totales (g/L)	6,24
	DQO	1964
Agua del hidrociclón	pH	6,71
	Conductividad, $\mu\text{s}/\text{cm}$	1868
	Sólidos disueltos (g/L)	3,25
	Sólidos totales (g/L)	4,88
	DQO	1082

Tabla 4.10. Análisis de elementos minoritarios del agua de desagüe.

Desagüe (ppb)	Be	Sc	V	Cr	Mn	Co
	0.000	0.071	0.281	0.724	1.030	0.078
	Ni	Cu	Zn	As	Y	Mo
	0.375	0.086	2.210	0.215	0.008	0.093
	Cd	In	Sn	Sb	Ba	Tl
	0.024	0.008	0.261	0.159	0.349	0.001
	Pb	Bi	Th	U		
0.113	0.004	0.001	0.004			

Tabla 4.11. Análisis minoritarios del agua del hidrociclón.

Hidrociclón (ppb)	Be	Sc	V	Cr	Mn	Co
	0.001	0.064	0.266	0.686	5.541	0.085
	Ni	Cu	Zn	As	Y	Mo
	0.565	0.351	1.758	0.182	0.010	0.115
	Cd	In	Sn	Sb	Ba	Tl
	0.026	0.008	0.312	0.147	0.803	0.001
	Pb	Bi	Th	U		
	0.207	0.006	0.001	0.004		

4.2.3.3. Determinación del contenido en LDPE y HDPE mediante separación por flotación

En el ensayo de separación por flotación con agua, no se encontró nada de material que resultara en el hundido, por lo que se pasó directamente al ensayo para la separación de LDPE y HDPE, utilizando una disolución de etanol y agua con una densidad de 0,93 g/cm³. El ensayo se realizó con la muestra de entrada a la extrusora (Muestra 3) previamente limpia y seca (Figura 4.14). Los resultados se muestran en la Tabla 4.12.



Figura 4.14. Plásticos separados por densidad con una disolución etanol-agua, de la muestra A-3.

Tabla 4.12. Datos de la separación de LDPE y HDPE por flotación.

Experimento Muestra en seco	Parámetro	%
3 Alemania 3	LDPE	31,51*
	HDPE	68,49

*Puede contener PP

En este caso, se ha encontrado un predominio del contenido en HDPE, lo que es similar al resultado encontrado en las muestras de material enviadas a la planta de Bulgaria.

4.2.3.4. Análisis del material magnético y no magnético obtenido en el proceso de lavado

En las pruebas realizadas en la planta de Herborld, se encontró que había una importante presencia de material de carácter metálico, por lo que se procedió a la separación del material magnético (material férrico) de las muestras de rechazo del proceso de trituración, lavado y secado realizado en dicha planta, mediante el uso de un imán. El material separado y los resultados se muestran en la Figura 4.15 y en la Tabla 4.13. Este material puede contaminar el proceso de reciclado, por lo que es importante su determinación de cada a implementar y/o mejorar el proceso de separación previo.

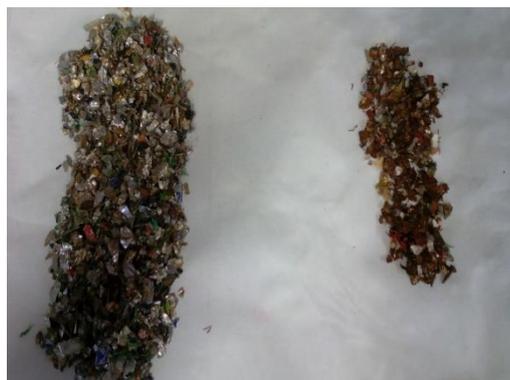


Figura 4.15. Material no magnético (izquierda) y material magnético (derecha).

Tabla 4.13. Cantidad de material magnético y no magnético.

Material magnético	23,25%
Material no magnético	76,72%

4.3. Análisis del producto final: granza y film de polietileno reciclado

Los materiales recuperados del proceso de lavado se utilizan para la producción de pellets, ya sea en las mismas instalaciones donde fueron enviadas las muestras o enviadas a proveedores de equipos de extrusión para fabricar y evaluar pellets. Las pruebas llevadas a cabo han sido las siguientes (Tabla 4.14):

Tabla 4.14. Origen de las muestras recibidas y pruebas realizadas.

ORIGEN	MATERIAL	DESTINO	PRUEBA
PLASMAQ, Portugal	ESCAMAS DE PE	STARLINGER, Austria	Producción de granza Análisis del proceso de extrusión Fabricación de film de PE
VADIAS, Bulgaria	GRANZA DE PE	AIMPLAS, España	Análisis de la granza Fabricación de film de PE.
VADIAS, Bulgaria	GRANZA DE PE	TCKT, Austria	Análisis de la granza Fabricación de film de PE.
HERBOLD, Alemania	ESCAMAS DE PE	STARLINGER, Austria	Producción de granza Análisis del proceso de extrusión
STARLINGER, Austria	GRANZA DE PE	ROLBATCH, Alemania	Análisis de la granza Fabricación de film de PE.

Aparte de estas pruebas, cuyos resultados se encuentran en los informes facilitados por cada empresa y que se comentaran posteriormente, se recibieron materiales para la realización de algunos ensayos en los laboratorios de la UGR donde se ha realizado la presente Tesis Doctoral. En concreto se recibieron muestras de los materiales procedentes de la empresa Vadias y de la empresa Starlinger.

4.3.1. Pruebas realizadas en el laboratorio de la UGR

4.3.1.1. Granza procedente de Vadias

Se recibió una muestra de granza procedente de las pruebas de extrusión realizadas en la planta de Vadias (Figura 4.16). Se realizaron los ensayos que se describen a continuación, para determinar la calidad de la granza.



Figura 4.16. Granza obtenida en la planta de Bulgaria.

- Determinación del porcentaje de residuo de la granza

La determinación del peso de residuo de la granza se realizó mediante calcinación a 600°C en un horno mufla siguiendo el procedimiento descrito en el capítulo 2 de la presente Tesis Doctoral.

El ensayo se realizó por triplicado, obteniéndose un valor medio de contenido en residuo de la granza del 8,23%.

- Análisis mediante FTIR de la granza

En la Figura 4.17 se muestra el espectro de IR de la granza y el espectro IR del residuo obtenido de la granza. El espectro de IR de la granza es el característico del PE con un contenido principalmente en CaCO₃ como puede deducirse del espectro encontrado para el residuo, ya que es uno de los compuestos más comúnmente utilizados como aditivo en la fabricación del film.

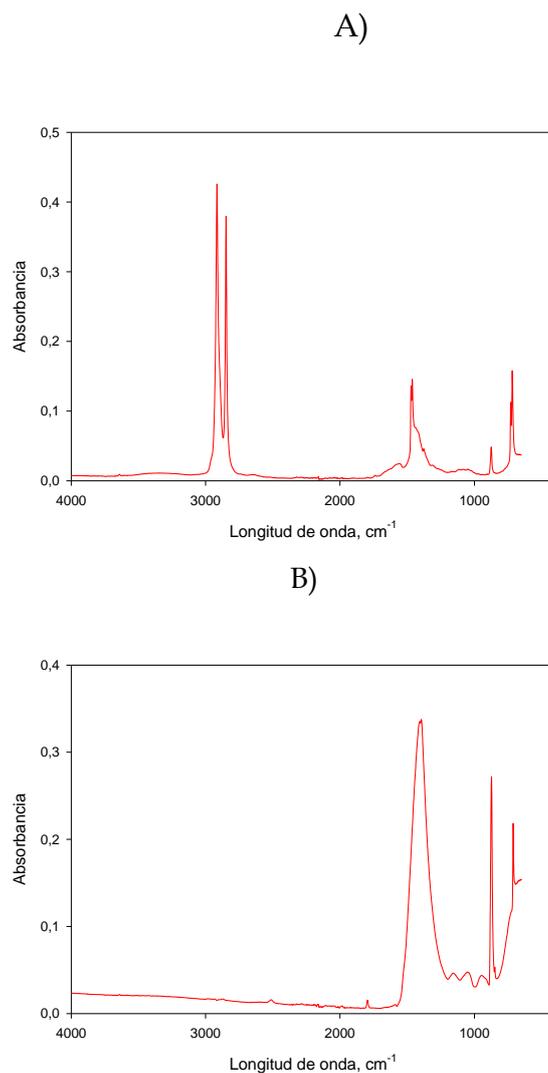


Figura 4.17. A) Espectro IR de la muestra de granza; B) Espectro IR del residuo de la granza.

En el capítulo 2 de la presente Tesis Doctoral, ya se explicó con detalle el espectro de IR de una muestra de LDPE y de HDPE analizando los picos correspondientes en cada caso.

- Análisis mediante Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC) de la granza

El análisis se ha realizado en una balanza termogravimétrica TG-DSC, siguiendo el procedimiento adecuado a este tipo de material y teniendo en cuenta la corrección por el efecto memoria (capítulo 2). Los resultados se muestran Figura 4.18.

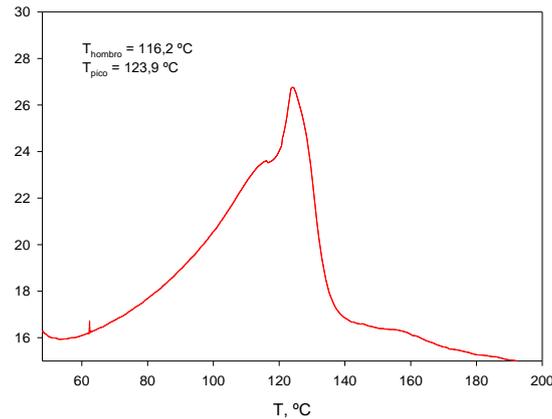


Figura 4.18. DSC de las muestras de granza.

El ensayo muestra un ligero “hombro” a una temperatura de 116,2°C y un pico claro a una temperatura de 123,9°C, lo que corresponde con los picos característicos de fusión del polietileno, pudiendo corresponderse con dos tipos, LPDE y HDPE.

4.3.1.2. Granza procedente de Starlinger

Se recibió una muestra de granza procedente de las pruebas de extrusión realizadas en la planta de Starlinger (Figura 4.19). Se realizaron los ensayos que se describen a continuación, para determinar la calidad de la granza.



Figura 4.19. Granza de Starlinger.

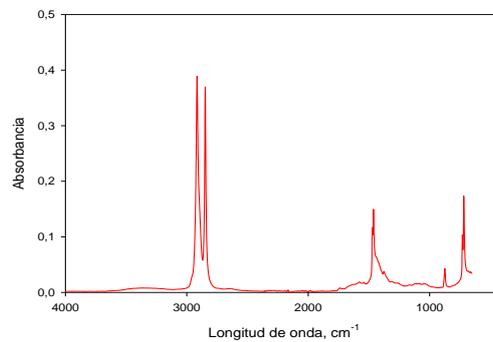
- Determinación del porcentaje de residuo de la granza

La determinación del contenido en residuo de la granza se realizó igual que se ha indicado anteriormente, obteniendo un valor medio del 7,64%, muy similar al obtenido en la muestra anterior.

- Análisis mediante FTIR de la granza

En la Figura 3.24 se muestra el espectro de IR de la granza suministrada por la empresa procedente de Alemania y en la Figura 4.20 el espectro IR del residuo obtenido de la granza. Los resultados son prácticamente coincidentes con los obtenidos en el ensayo anterior, el espectro de IR de la granza es el característico del PE con un contenido principalmente en CaCO_3 como muestra el espectro del residuo.

A)



B)

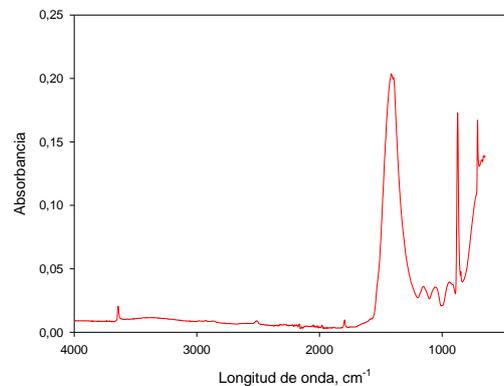


Figura 4.20. A) Espectro IR de la granza; B) Espectro IR del residuo de la granza.

- Análisis mediante Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC) de la granza

El análisis se ha realizado en una balanza termogravimétrica TG-DSC, siguiendo el procedimiento adecuado a este tipo de material y teniendo en cuenta la corrección por el efecto memoria (Capítulo 1). Los resultados se muestran en la Figura 4.21. En este caso, aparece claramente un pico a 131,8°C que se corresponde con la temperatura de fusión del HDPE.

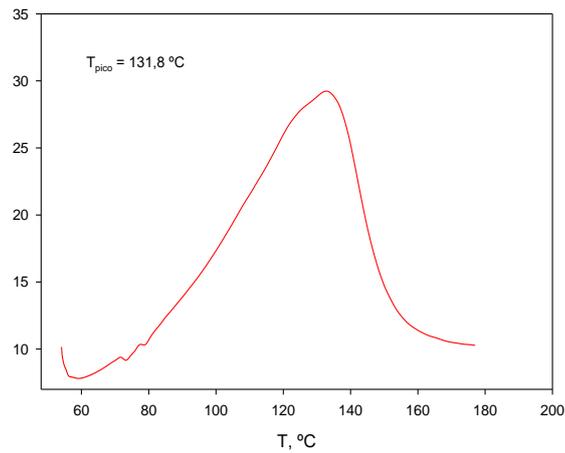


Figura 4.21. DSC de la muestra de granza de Starlinger.

4.3.1.3. Film procedente de Rolbatch

Se reabrió una muestra de film procedente de las pruebas de filmado realizadas en las instalaciones de la empresa Rolbatch.

La muestra de film realizado escala industrial mostraba ciertas imperfecciones, principalmente puntos más gruesos y pequeños agujeros (Figura 4.22). Con el objetivo de determinar el origen de estas imperfecciones, este film se ha estudiado mediante microscopía electrónica de barrido y microanálisis (FESEM).

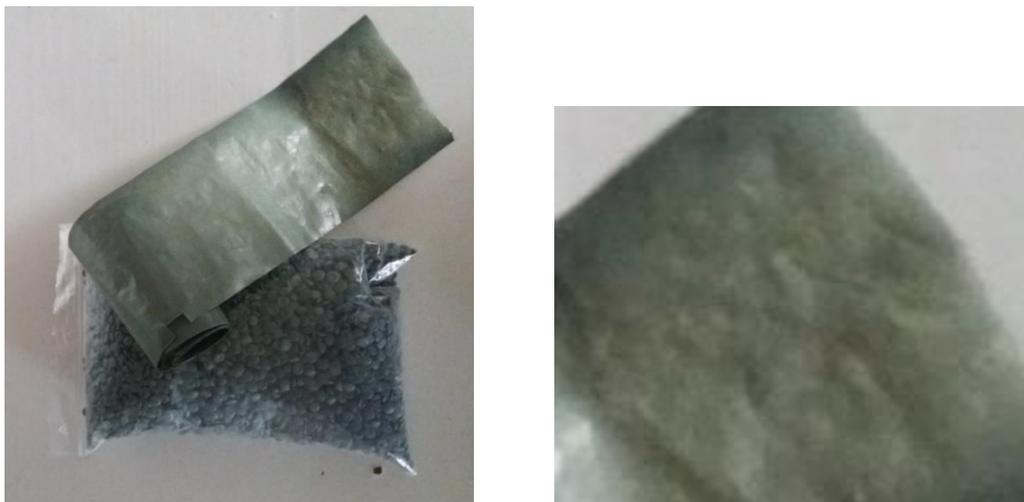
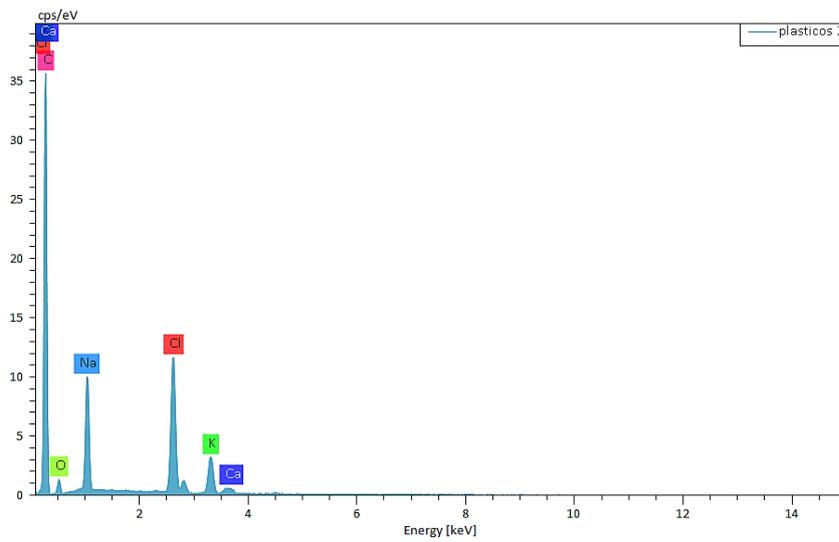
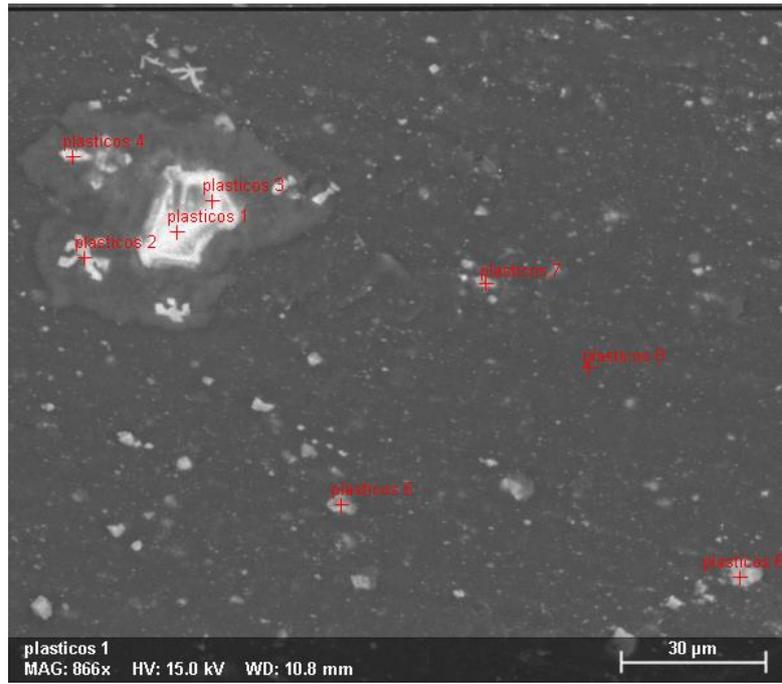
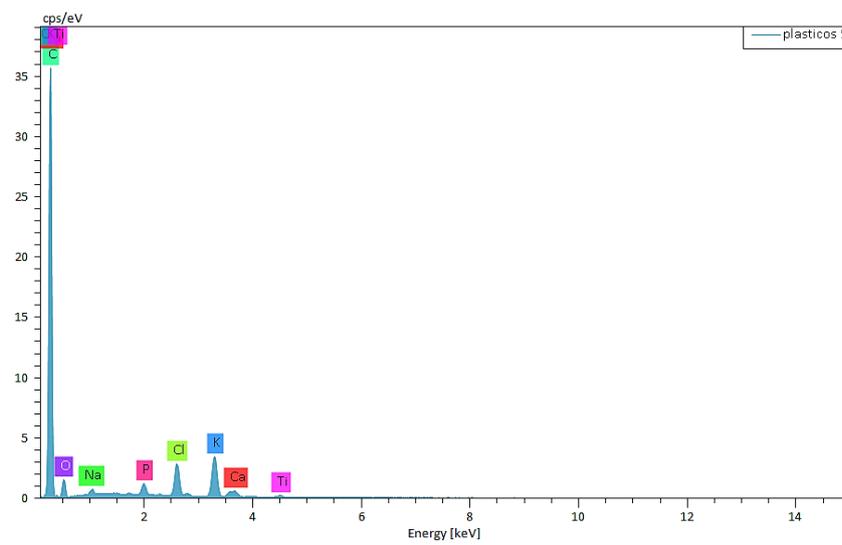
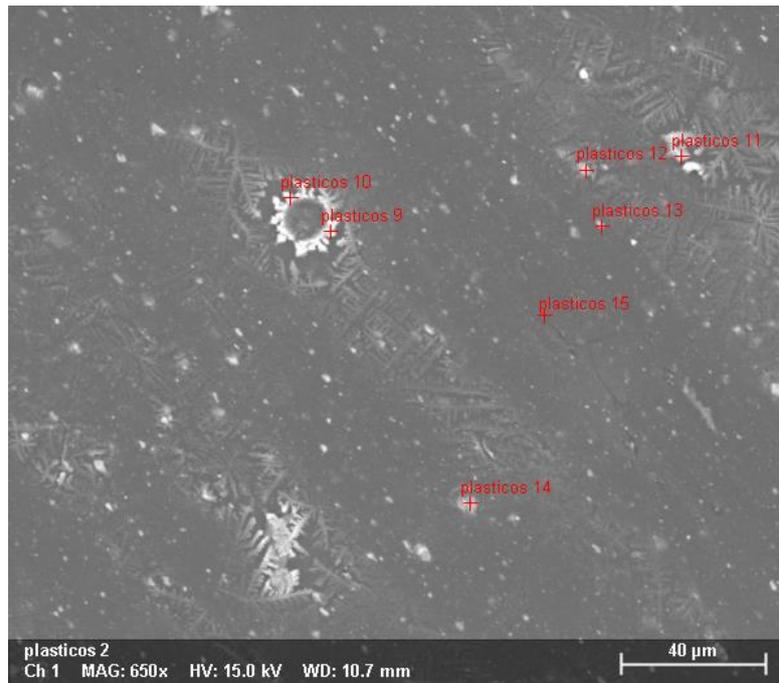


Figura 4.22. Film procedente de Alemania.

En la Figura 4.23 se pueden ver las imágenes tomadas, donde se muestra que estas impurezas corresponden, de acuerdo con el microanálisis, en su gran mayoría a CaCO_3 y KCl . Estos aditivos suelen ser añadidos habitualmente en la manufactura del objeto de plástico, como se ha indicado anteriormente, lo que justificaría su presencia. Con respecto a los puntos en los que se ha producido una rotura del material, se observa que corresponden a material plástico no fundido y que ha originado la imperfección, no detectándose presencia de impurezas de otro tipo en la proximidad del orificio. Estos infundidos podrían indicar la presencia de otro tipo de plástico en pequeña proporción que acompañan al PE, como el PP que tiene una temperatura de fusión más elevada.





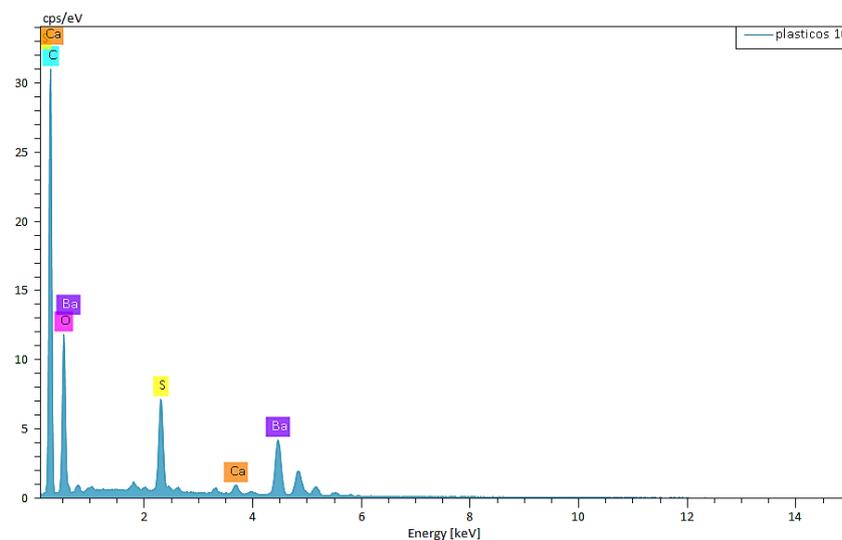


Figura 4.23. Imágenes SEM y microanálisis de las muestras de film procedente de Alemania.

4.3.2. Pruebas de extrusión y filmado llevadas a cabo en empresas y en centros tecnológicos

4.3.2.1 Muestras de Plasmaq a Starlinger

Las instalaciones de la empresa Starlinger recibió dos muestras de material lavado procedente de las instalaciones de la empresa Plasmaq, aproximadamente 400 kg de material con un solo lavado y 300 kg de material con dos lavados. Con este material se realiza una prueba para la producción de granza. Esta prueba se

realiza dos veces, una para cada prueba de lavado realizada en Plasmaq. El material de entrada tenía una humedad entre el 7 y el 12%.

El material se comporta adecuadamente en la extrusora, dando rendimientos y pérdidas de filtrado correctas en ambas muestras, primer y segundo lavado, un 1,1% para la muestra de un solo lavado y 0,9% para la muestra con dos lavados.

El material con dos lavados era más fácil de procesar. La producción fue mayor y la pérdida en el filtro menor en comparación con el material de un solo lavado. A partir de la granza obtenida en cada ensayo, se realizó una prueba de filmado, obteniéndose un film de buena calidad con pocas imperfecciones (Figura 4.24).

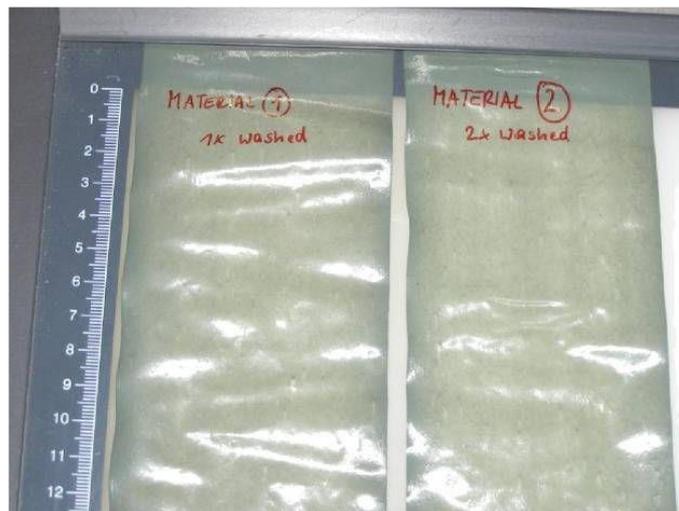


Figura 4.24. Film de Starlinger a partir de escamas de PlasmaQ.

4.3.2.2. Muestras de Vadias a Aimplas

El objetivo de este ensayo era caracterizar un material de polietileno (PE) reciclado en granza y determinar, en base a sus propiedades y la evaluación de su procesamiento para la obtención de film de PE, si el material es adecuado para su uso en la fabricación de bolsas de basura.

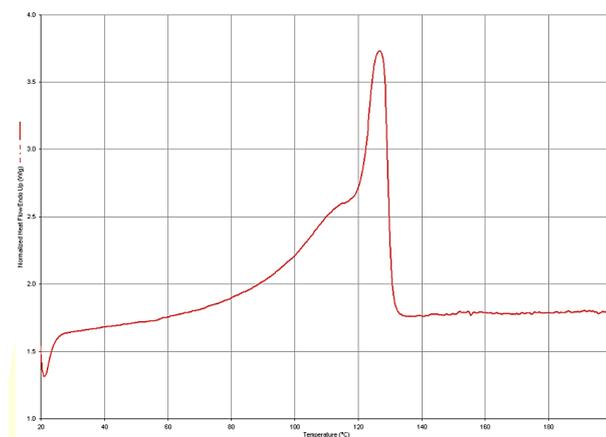
Para ello, una muestra de la granza obtenida en la instalación de Vadias en Bulgaria se envía al laboratorio del Instituto Tecnológico del Plástico (AIMPLAS), para llevar a cabo los estudios indicados.

Para la caracterización de la granza se realizaron los siguientes ensayos todos ellos siguiendo el procedimiento normalizado correspondiente:

- Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC)
- Espectrofotometría infrarroja (FTIR)
- Determinación de cenizas
- Porcentaje de humedad residual y/o volátiles
- Densidad de los sólidos
- Índice de fluidez
- Propiedades de tracción
- Impacto Charpy

En el ensayo de filmado se evaluaron aspectos como la estabilidad del proceso, la presencia o no de impurezas y el perfil de temperatura más adecuado. Además, se contempla tanto la obtención de film monocapa como film multicapa A/B/A en las que la capa B es el PE reciclado en estudio y las capas A son un grado comercial de PE reciclado seleccionado por AIMPLAS.

El termograma mostró un hombro y un pico de fusión a las temperaturas de 117°C y 126°C, compatible con una mezcla de polietileno de baja y de alta densidad. En el espectro de IR se muestran bandas características del PE y de óxido de titanio y de carbonato de calcio. La presencia de estos compuestos se confirma con el espectro IR del residuo de calcinación (Figura 4.25).



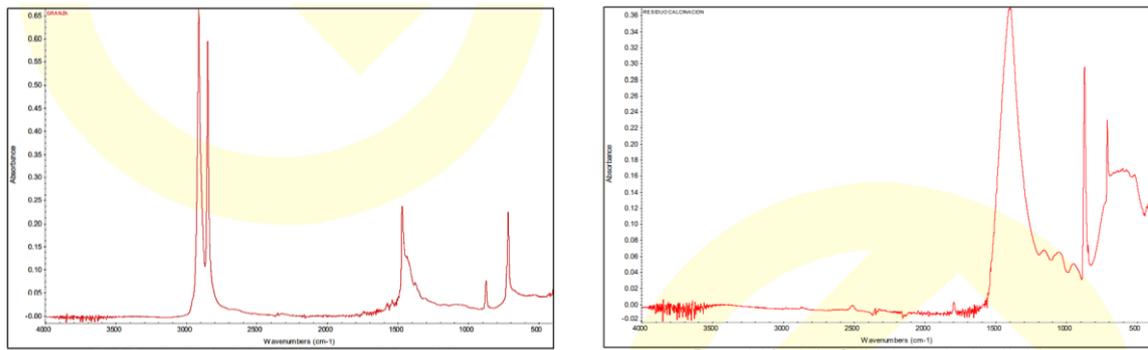


Figura 4.25. Curva DSC de la muestra, espectro IR de la muestra y espectro IR del residuo de calcinación.

El porcentaje en cenizas de la muestra fue del 8,5% y el contenido en humedad residual y/o volátiles del 0,2%. La densidad de la muestra fue de 0,980 g/cm³, característica del polietileno. Finalmente, el índice de fluidez obtenido fue de 2,03 g/10 min (a 198°C y 5 kg), la resistencia al impacto de 74 kJ/m² y los resultados de propiedades de tracción los que se indican en la Tabla 4.15.

Tabla 4.15. Resultados de los ensayos de tracción.

Muestra	Esfuerzo de fluencia, MPa	Deformación en punto de fluencia, %	Resistencia, MPa	Deformación en la resistencia, %	Esfuerzo en punto de rotura, MPa	Deformación nominal en punto de rotura, %
Espesor: 4,08 mm Ancho: 10,06 mm	12,8 ± 0,2	42,0 ± 1	12,8 ± 0,2	42,0 ± 1	13,2 ± 0,3	330 ± 10

Los resultados mostraron que el material de PE reciclado tiene buenas propiedades, aunque muestra una cantidad significativa de impurezas que, aunque no impide su procesamiento por soplado para obtener film de 50-60 micras de espesor, no permiten obtener películas homogéneas con una superficie lisa y regular (Figura 4.26). En el caso de film co-extruido, esta irregularidad se hace menos pronunciada cuando el espesor de la capa de este material es el doble de las capas exteriores. Para espesores de dicha capa superior, el film obtenido muestra irregularidades muy similares a las del film monocapa.



Figura 4.26. Globo de film obtenido en el proceso de soplado.

4.3.2.3. Muestras de Vadias a TCKT

Paralelamente al estudio de Aimplas, una muestra de granza de las mismas características se envía al Instituto Tecnológico TCKT de Austria.

En este ensayo se lleva a cabo la caracterización de la granza enviada a partir de la determinación del índice de fluidez, así como la producción de muestras de film soplado con esta granza y con una mezcla de granza reciclada y virgen en la proporción 75/25.

El film producido se analiza por medio de un estudio microscópico, para la determinación de impurezas y su resistencia mecánica, para determinar sus propiedades en la dirección de fabricación y en la perpendicular a la misma (Figura 4.27).



Figura 4.27. Film de TCKT a partir de granza de la planta de Vadias.

El índice de fluidez obtenido fue de 0,51 g/10 min (a 190°C y 2,5 kg). Los resultados de las pruebas de tracción (Tabla 4.16) en dirección paralela a la de fabricación mostraron un ligero aumento a la resistencia a la tracción al añadir un 25% de material virgen, pero se reduce la elongación de rotura. Sin embargo, en dirección perpendicular, no se observan cambios significativos al añadir la granza virgen.

Tabla 4.16. Resultados de los ensayos de tracción de material reciclado y mezclado con granza virgen.

Muestra		Esfuerzo de fluencia, MPa	Deformación en punto de fluencia, %	Resistencia, MPa	Deformación en la resistencia, %
Granza PE reciclado	Paralela	-	-	16,1	362
	Perpendicular	8,4	8,72	12,4	617
75% Granza PE reciclado/25% Granza virgen	Paralela	-	-	17,7	110
	Perpendicular	8,3	8,22	12,5	590

El estudio mediante microscopía mostró que el film contiene una gran cantidad de imperfecciones con un tamaño medio de entre 254-315 μm (Figura 4.28). Un estudio mediante DSC de las imperfecciones permitió determinar que podría tratarse de infundidos por la presencia de otros materiales como PET o PP.

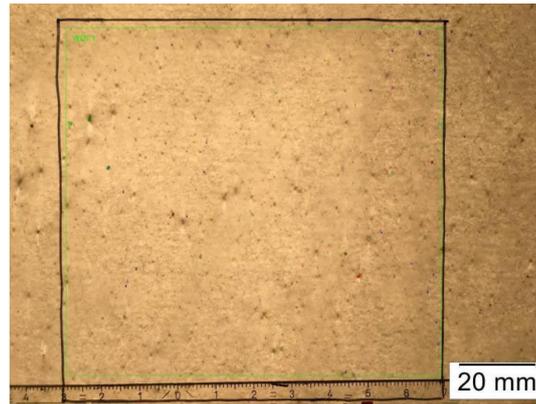


Figura 4.28. Imagen del film obtenida mediante microscopía.

A la vista de los resultados se puede decir que el material reciclado presenta buenas propiedades mecánicas, lo cual permitiría una aplicación para la obtención de film mediante soplado o película plana, así como otras aplicaciones como por ejemplo moldeo por inyección. Sin embargo, la gran cantidad de irregularidades complica su uso. Estas inclusiones son del mismo material, polietileno, seguramente aglomeraciones que tienen lugar durante el proceso de reciclado. La presencia de pequeñas impurezas (posiblemente PP o PET) es frecuente en reciclados de film y dada la cantidad mínima en la que aparecen, es muy improbable que sean causantes de tantas irregularidades. Dado que éstas tienen un tamaño considerable, podría deberse a un mal acondicionamiento del material en el proceso de reciclado, por lo que se aconseja una mejor homogeneización y un proceso de filtrado más intenso.

4.3.2.4. Muestras de Herbold a Starlinger

Desde la línea de lavado en Herbold, Alemania, el material lavado se envía a las instalaciones de Starlinger. En este caso aproximadamente 600 kg de plástico se envían en escamas, para la fabricación de granza de polietileno (Figura 4.29).

Los rendimientos son similares a los encontrados con el ensayo realizado con las muestras procedentes de la planta de Portugal, con un valor de 350 kg/h y unas pérdidas en el filtro del 0,9%. La granza tiene buena apariencia y se espera un buen comportamiento en la obtención del film de PE.



Figura 4.29. Granza de Starlinger obtenida a partir de escamas de Herbold.

4.3.2.5. Muestras de Starlinger a Rolbatch

La granza obtenida en las instalaciones de Starlinger en el ensayo anterior, se envió a los laboratorios de la empresa Rolbatch para su caracterización. Para la caracterización de la granza se realizaron los siguientes ensayos todos ellos siguiendo el procedimiento normalizado correspondiente:

- Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC)
- Espectrofotometría infrarroja (FTIR)
- Determinación de humedad y densidad
- Índice de fluidez
- Análisis por microscopía
- Soplado en extrusora de laboratorio monocapa y multicapa

La determinación del índice de fluidez dio un valor de 0,51 g/10 min (190°C y 2,16 kg). El contenido en humedad fue del 0,58% y la densidad 0,951 g/cm³. El estudio del espectro IR y de DSC permitió determinar que el material estaba compuesto principalmente de PE, con pequeñas cantidades aleatorias de PA, PET y PVC.

Las pruebas de soplado y análisis mediante microscopía de las muestras de film obtenidas, mostraron una importante cantidad de imperfecciones y diferentes contaminantes que pudieran estar presentes en la granza (Figura 4.30)

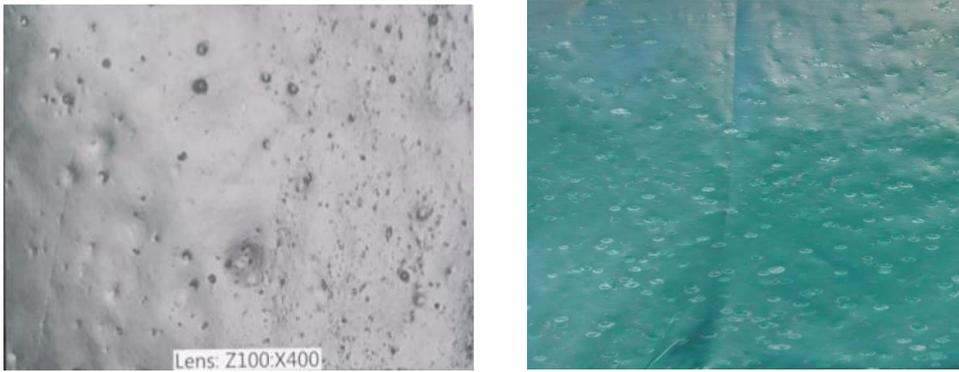


Figura 4.30. Muestras de film obtenidas en los laboratorios de Rolbatch.

4.4. Evaluación de la situación actual del reciclado de residuos plásticos tipo film post-consumo

Como se ha comentado en varias ocasiones en esta Tesis Doctoral, la Estrategia sobre el plástico aprobada en enero de 2018 por la Comisión Europea propone medidas encaminadas a mejorar la reciclabilidad, recogida, clasificación, reciclado y contenido reciclado de los productos plásticos con unos objetivos en materia de reciclado de envases de plástico del 50% para el año 2025 y del 55% para el año 2030.

Este incremento en la tasa de reciclado de envases de plástico de la UE en los próximos años, combinado con la necesidad de mejorar la incorporación de contenidos reciclados en los nuevos productos, representa claramente un reto, especialmente para los estados miembros que se sitúan actualmente por debajo de la tasa media de reciclado de envases de plástico de la UE.

En particular, los residuos plásticos post-consumo tipo film generalmente se consideran una fracción no reciclable del flujo de desechos municipales y, por lo tanto, se envían a vertederos o a recuperación energética. El pequeño espesor y la baja densidad aparente de estos materiales junto con la alta contaminación y degradación que han sufrido durante su vida útil, provocan algunos problemas técnicos durante los procesos de reciclaje convencionales que los hacen inviables para las empresas de reciclaje. En este sentido, el desarrollo de tecnologías rentables para la gestión de estos residuos plásticos es un tema de gran interés. Sin

embargo, la información científica disponible sobre los avances tecnológicos es muy escasa y a menudo no está bien descrita (Horodytska et al., 2018).

A continuación, se presenta un breve resumen de la información disponible acerca del mercado potencial de los productos obtenidos a partir de plástico post-consumo doméstico tipo film, algunos casos de éxito de plantas industriales que incorporan entre sus materiales de alimentación para reciclado mecánico este tipo de residuo y algunos de los retos para optimizar el reciclado de este plástico particular.

4.4.1. Mercado potencial de los productos obtenidos a partir del reciclado mecánico del plástico post-consumo doméstico tipo film

Un gran inconveniente asociado con el plástico film post-consumo reciclado son sus aplicaciones de mercado. En el caso de que el residuo plástico tipo film sea reciclado mecánicamente, generalmente el producto reciclado se enfoca a una única aplicación que presenta un bajo valor en el mercado. El uso más habitual del film reciclado es la fabricación de bolsas de basura y tuberías de riego de baja presión, productos con un bajo valor añadido pero que no requieren de unas altas prestaciones, por lo que el material procedente de residuos post-consumo permite cubrirlas siendo una vía real de aprovechamiento de estos materiales (Hopewell et al., 2009). Sin embargo, hay una multitud de aplicaciones que no han sido ampliamente exploradas y que se exponen a continuación.

Actualmente, su uso en el envasado de alimentos (productos de mayor valor añadido) presenta grandes problemas relacionados con cuestiones como la higiene y la apariencia, y se debe trabajar para abordar tales problemas antes de que el mercado pueda ser explotado. En el sector de la obra civil el plástico tipo film reciclado se podría utilizar principalmente en productos de aislamiento acústico/térmico e impermeabilización o para la producción de materiales compuestos con fines estructurales (Boucedra et al., 2020; Angulo et al., 2021; Severino et al., 2021). Investigadores del Instituto de Technology de Massachusetts (MIT, por sus siglas en inglés) también han informado sobre la posibilidad de opciones de aplicación en el mercado textil para la fabricación de nuevos tejidos a

partir de fibras de polietileno (Alberghini et al., 2021). Otro desarrollo ha sido realizado por la multinacional Dow Chemical, una de las principales empresas fabricantes de poliolefinas, que ha planteado una línea de investigación para desarrollar film para la agrupación de envases incorporando material reciclado post-consumo doméstico. Para el desarrollo de este proceso se ha trabajado con un proceso de espumación de LDPE procedente de film post-consumo. El nuevo film espumado se embebe en una estructura tipo sándwich mediante un proceso de co-extrusión soplado, donde el LDPE post-consumo y espumado se sitúa en el interior, mientras que las capas externas están formadas de LDPE virgen. El nuevo film tri-capa contiene hasta un 30% de material reciclado, conservando todas las prestaciones mecánicas de un film convencional y disminuyendo la densidad total gracias a la espumación de la capa intermedia. Además, otra aplicación posible sería la fabricación de plásticos tipo film para la agricultura.

La Tabla 4.17 presenta una estimación del total de PE reciclado en diversos tipos de productos (tipo film/película).

Tabla 4.17. Uso de polietileno reciclado en productos de PE tipo film/película. Fuente: Eunomia Market Expert, 2018.

Producto	Demanda de film de PE, kt	PE reciclado usado, kt	Contenido de PE reciclado, %
Film (no-alimentario)	3.410.000	400.000	12
Bolsas de basura	440.000	300.000	68
Bolsas de transporte	110.000	100.000	91
Bolsas (otros)	1.540.000	200.000	14
Películas para construcción	180.000	100.000	56
Películas agrícolas	536.000	118.800	22
TOTAL (no-alimentario)	6.216.000	1.218.800	20

Según los datos reflejados en la Tabla 4.17, un 20% del total de la demanda europea de películas flexibles de PE para fines no alimentarios fue cubierta mediante PE reciclado.

4.4.2. Ejemplos industriales de reciclado mecánico de plástico film post-consumo.

A continuación, se presentan una serie de casos de éxito en el reciclaje mecánico de plástico tipo film post-consumo que aparecen resumidos en la Tabla 4.18.

Tabla 4.18. Ejemplos de casos de éxito en el reciclaje mecánico de plástico tipo film post-consumo.

Compañía	País	Material de entrada	Capacidad	Fecha
FRANK MERCER AND SONS	Reino Unido	Películas de PE industrial, residuos plásticos tipo film post-consumo	---	---
POLIGROUP	Bulgaria	Películas de residuos agrícolas de LDPE, películas de residuos domésticos.	1.100 - 1.200 kg/h	2013
MCL COMPONENTS	Malta	Tapas de botellas, palets, cajas, contenedores, bolsas de plástico, envoltorios elásticos y piezas rechazadas	---	---
AMBIGROUP	Portugal	Películas agrícolas, tubos de riego agrícolas y otros residuos post-consumo muy húmedos y contaminados	15.000 t/año	2007
WINGSPAN PLASTICS	Sudáfrica	Películas de PE y PP, material triturado de HDPE, película de LDPE con etiquetas de papel	600-700 kg/h	---

Tabla 4.18 (Continuación). Ejemplos de casos de éxito en el reciclaje mecánico de plástico tipo film post-consumo.

Compañía	País	Material de entrada	Capacidad	Fecha
FVH FOLIENVEREDE LUNG HAMBURG GMBH & CO KG	Alemania	Restos de películas muy contaminadas de la agricultura, el comercio, la industria y los residuos domésticos	20.000 t/año	2016
ENVIROPLAST	Canadá	Residuos de películas de LDPE y LLDPE de productores de películas	2.000 t/mes	---
PPHU ANNA RECYKLING	Polonia	Film post-consumo	1.000 kg/h	2021
POLIFILM	Alemania	Film industrial	220.000 t/año	---
FVH FOLIENVEREDE LUNG HAMBURG GMBH & CO KG	Alemania	Restos de películas muy contaminadas de la agricultura, el comercio, la industria y los residuos domésticos	20.000 t/año	2016

• FRANK MERCER AND SONS REINO UNIDO

Frank Mercer and Sons es una empresa de reciclaje que se ha especializado en el reprocesamiento de películas de polietileno con sede en Bolton, Reino Unido. La materia prima que se alimenta al proceso es normalmente residuo plástico tipo film de polietileno industrial y se produce de nuevo plástico de tipo film. Aunque una pequeña parte del material tratado por la empresa es película de plástico post-consumo.

- POLIGROUP LTD. BULGARIA

Poligroup Ltd. de Bulgaria produce bolsas de basura, cubiertas protectoras y películas de construcción a partir de plásticos residuales desde septiembre de 2013. El sistema utilizado por Poligroup consiste en una planta de lavado de Herbold Meckesheim GmbH y un sistema TVEplus® de EREMA.

La mezcla de materiales procesados por esta planta consta de los siguientes componentes: un plástico residual tipo película de carácter agrícola de LDPE y residuos plásticos tipo film de los residuos domésticos que se acumulan en las estaciones de clasificación automática.

El sistema utilizado consiste en una preparación óptima del material de entrada en una instalación de lavado, a continuación, el material se corta, mezcla, homogeneiza, calienta, desgasifica y densifica fabricando pellets reciclados de alta calidad que se utilizan completamente en la producción de bolsas de basura, cubiertas protectoras y láminas para construcción.

- MCL COMPONENTS LTD. MALTA

MCL Components Ltd fabrica pellets reciclados a partir de tapas de botellas, palets, cajas, contenedores, bolsas de plástico, envoltorios elásticos y piezas rechazadas. Los materiales de entrada van desde ABS, TPE, EVA, POM, PELD, SAN, GPPS y HIPS hasta HDPE. Los pellets reciclados producidos se devuelven luego a los procesos de producción de moldeo por inyección en Malta y otros países, con el objetivo de reutilizar el material al 100%. Son utilizados, por ejemplo, por grandes multinacionales que operan en los campos de la fabricación de juguetes, piezas de producción de automóviles, envases alimentarios y no alimentarios, por nombrar solo algunos.

- AMBIGROUP RECICLAGEM S.A.

Ambigroup Reciclagem S.A. es un reciclador muy conocido y respetado de películas plásticas agrícolas, tuberías de riego agrícolas y otros residuos plásticos post-consumo en Portugal. Los materiales de entrada están muy húmedos y contaminados. Cuando los trozos de película se encuentran en la cinta

transportadora después del lavado, la humedad residual sigue siendo de hasta un 12%. Sin embargo, la compañía consigue un pellet de muy buena calidad y estable a pesar del alto grado de humedad que, además, también fluctúa considerablemente.

La capacidad instalada total en las dos ubicaciones de procesamiento de plásticos en Chamusca y Seixal es de 15.000 toneladas por año.

- WINGSPAN PLASTICS. SUDÁFRICA

Wingspan Plastics es el segundo mayor reciclador de plásticos de Western Cape, procesando 7.200 toneladas de residuos post-consumo y post-industrial al año para fabricar pellets reciclados para la industria del moldeo por inyección y fabricación de películas. El material de entrada post-consumo consiste principalmente en películas de PE y material triturado de HDPE de botellas de cosméticos, tapas de rosca y envases de fitosanitarios que se utilizan en actividades agrícolas. La empresa también procesa desechos industriales de plástico limpios y clasificados como films de LDPE con etiquetas de papel procedentes de embalajes paletizados del sector post-industrial. Wingspan recoge todos estos plásticos diferentes, los clasifica, los limpia a fondo en las líneas de lavado que están especialmente configuradas para los respectivos flujos de material y luego los procesa para hacerlos productos de alta calidad.

- FVH FOLIENVEREDELUNG HAMBURG GMBH & CO. KG. ALEMANIA

FVH Folienveredelung Hamburg GmbH & Co. KG utiliza residuos plásticos de tipo película muy contaminados como materia prima en su planta de producción de Schwerin. Esta planta limpia los residuos (espesores de material muy delgados) mediante una fricción muy específica y empleando un flujo de agua de alta turbulencia, y consigue dejar un máximo de 5 ppm de contaminación residual logrando unos pellets de polietileno de baja densidad muy estables y de excelente calidad que posteriormente son empleados para la producción de bolsas de basura, envases y películas agrícolas.

- ENVIROPLAST. CANADÁ

Enviroplast está ubicada en Montreal, Quebec, y lleva reciclando residuos plásticos de tipo película durante más de 25 años. La empresa compra el exceso de material de producción de PE a productores de películas de Canadá y EE.UU. Estos materiales van desde películas plásticas sin imprimir hasta películas plásticas muy impresas y desde materiales no contaminados hasta materiales ligeramente contaminados. Además, puede haber hasta un cuatro por ciento de humedad, dependiendo de cómo se almacene la película de desecho. Una vez los materiales son procesados por Enviroplast la granza generada se vende a fabricantes internacionales de películas.

Desde 2019 Enviroplast está procesando también materiales post-consumo, además de los desechos industriales ya mencionados. En este caso, los responsables de la planta de Montreal comentan que la tecnología de reciclaje post-consumo se enfrenta a otros desafíos, pero que siguen siendo fieles a su principio de producir pellets reciclados de alta calidad.

- PPHU ANNA RECYKLING. POLONIA

La compañía P.P.H.U. ANNA Recykling, con sede en Celestynów, cerca de Varsovia, fundada en 1995, ha sido siempre líder en la producción de gránulos de polietileno a partir de residuos industriales. Además, en los últimos años, la creciente demanda para obtener material de alta calidad a partir de materiales post-consumo y la visión de futuro de la dirección de ANNA, han llevado a la empresa a desarrollar el proyecto de reciclaje de film de polietileno post-consumo.

La línea de reciclaje Film-to-Film incluye las soluciones técnicas más avanzadas como el sistema de prelavado súper flexible con módulo a elevada fricción y la centrífuga de prelavado para procesar una amplia gama de materiales contaminados. La productividad de PPHU ANNA ha crecido más allá de sus expectativas, alcanzando una producción de hasta 1.000 kg/h de material perfectamente descontaminado y granulado con una competitiva relación precio/calidad. El material obtenido es por lo tanto adecuado para la extrusión en líneas de film soplado tanto en Polonia como en el extranjero.

- POLIFILM. ALEMANIA

Polifilm es uno de los mayores productores de film de polietileno de Europa con una capacidad de producción de 220.000 t/año que se consigue con más de 70 plantas, seis de las cuales operan con materiales reciclados (principalmente de origen industrial), produciendo 25000 toneladas de pellets reciclados cada año.

4.4.3. Desafíos específicos para optimizar el reciclado del plástico post-consumo doméstico tipo film

Conseguir que el plástico tipo film sea reciclado pasa en gran medida por optimizar los procesos de recogida, separación y limpieza de los materiales, de forma que se pueda recuperar un mono-material de alta calidad que sea apto para volver a emplearse como materia prima por el sector industrial. A continuación, en la Tabla 4.19 se resume una lista de áreas clave de investigación, desarrollo e innovación clasificadas en función de la etapa de la cadena de valor. La tabla ha sido elaborada a partir de la revisión de la información publicada en informes de distintas instituciones y entidades de gran prestigio en el sector (Eunomia, 2020; More Recycling, 2018; RSE, 2013; SusChem, 2018; Veolia, 2018; WRAP 2021).

Los residuos post-consumo de plástico tipo film procedentes de los residuos municipales, contienen contaminantes específicos (aditivos, revestimientos, adhesivos, tintas, etc.) que se agregaron durante las operaciones de producción y otras impurezas (suciedad) que se han adherido durante su ciclo de vida (tierra, materia orgánica, etc.). Estos contaminantes y/o impurezas pueden afectar significativamente la calidad del producto reciclado, pero también ocasionar problemas técnicos (disminución del rendimiento de los equipos, aumento del consumo eléctrico, aumento de la complejidad del tratamiento de aguas, etc.) y no son fácilmente extraíbles. En algunos casos, la contaminación y presencia de impropios de los residuos plásticos tipo film puede representar un alto porcentaje del volumen recolectado dando lugar a importantes costos adicionales en términos de operaciones tratamiento.

Tabla 4.19. Áreas clave de investigación, desarrollo e innovación en el reciclado mecánico de PE flexible tipo film.

Diseño del producto	<ul style="list-style-type: none"> • Reemplazos de los plásticos multimateriales por plásticos monomateriales. • Aumentar la separabilidad de los diferentes materiales. • Reducir el uso de adhesivos, tintas y otros contaminantes en la medida de lo posible.
Recogida	<ul style="list-style-type: none"> • Incrementar el compromiso y la participación de los ciudadanos en los servicios de recogida domiciliaria. • Mejorar los servicios de recogida para conseguir una fracción más limpia y libre de impurezas.
Clasificación y separación	<ul style="list-style-type: none"> • Continuar con el desarrollo equipos de separación y clasificación (VIS, NIR, etc.) más veloces mejorando su capacidad para detectar niveles pequeños de materiales/contaminantes/impurezas. • Desarrollar algoritmos de inteligencia artificial para replicar o respaldar las decisiones de los recolectores manuales. • Diseñar marcas de agua o similares para mejorar la separación automatizada.
Cortado, lavado, extrusión	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptar el equipamiento adecuadamente al comportamiento de los materiales (baja densidad aparente).
Reprocesado	<ul style="list-style-type: none"> • Mejorar aún más los procesos de limpieza, reducción de olores y filtración para mejorar la calidad de los reciclados. • Desarrollar nuevas tecnologías de procesamiento de bajo costo para prevenir la liberación de contaminantes a través de barreras/encapsulación • Mejorar el paquete de aditivos del polietileno para minimizar la degradación del polímero durante su procesamiento en las etapas de reciclaje.
Puesta del producto reciclado en el mercado	<ul style="list-style-type: none"> • Avanzar en el desarrollo de un mercado estable para los productos de PE reciclado estableciendo un proceso de certificación adecuado.

Una infraestructura de recogida adecuada con consumidores que mantengan los envases tan limpios como sea posible sería una solución factible a la reducción de impurezas. En España, actualmente, estos materiales se recolectan mezclados y no se recolectan por separado. En cambio, otros países europeos, como es el caso de Bélgica, están recolectando estos residuos plásticos separados de otros plásticos y materiales. En este sentido, los sistemas de recogida domiciliaria deben continuar mejorándose para incrementar la pureza de esta corriente residual y consecuentemente la tasa de reciclado de esta fracción de acuerdo con la política medioambiental europea.

Con respecto a los contaminantes específicos los desafíos incluyen: 1) la eliminación de las tintas que a menudo son directamente impresas en las películas del polímero, 2) la eliminación de los adhesivos y etiquetas pues introducen diferentes materiales en el proceso de reciclado. La eliminación de estas tintas es especialmente difícil y costosa y puede afectar a las propiedades finales de los materiales reciclados (RSE, 2013). Por su parte, las etiquetas principalmente están fabricadas de papel, que claramente no es compatible con el reciclado del plástico porque es un material completamente diferente. En cuanto a los adhesivos, éstos causan grandes problemas en el proceso de reciclado pues en general están diseñados para soportar altas temperaturas que pueden ser superiores a las del film de PE por lo tanto podrían aparecer como partículas y/o geles no fundidos en el producto reciclado afectando negativamente a sus propiedades.

Por otra parte, la composición de las corrientes residuales de tipo film puede variar de una secuencia compuesta únicamente de una capa de polietileno a una amplia gama/combinación de películas que, a menudo, están compuestas de varias capas de materiales y, por lo tanto, son difícilmente separables (Tartakowski, 2010).

De acuerdo a todo lo comentado, se debería informar a los propietarios de marcas, minoristas, convertidores, productores y otros en la cadena de valor del plástico tipo film sobre qué estructuras deberían innovar para respaldar el impulso para lograr una economía circular para estos materiales. Así se debería

revisar el diseño y la composición de los mismos e identificar cambios hacia el uso de mono-materiales y re-diseñarlos para su correcto reciclado mecánico (de acuerdo a las directrices de La Iniciativa Economía Circular para Envases Flexibles, CEFLEX y que representa toda la cadena de valor de los envases flexibles). El diseño mejorado es un elemento clave para lograr una economía circular en plástico tipo film.

Por otra parte, para reciclar estas corrientes de manera eficiente, la etapa de clasificación y separación de los materiales según su naturaleza es de primordial importancia. Esta clasificación es particularmente tediosa para artículos de plástico pequeños o livianos (debido a su geometría específica, morfología y bajo peso) y para los multimateriales o plásticos negros (Ragaert et al., 2017). Existen dos rutas principales actualmente empleadas, la clasificación y separación en húmedo (hidrociclón y flotación) y la clasificación y separación en seco (basadas en espectroscopías ópticas visible - VIS e infrarrojo cercano - NIR), que aún requieren mejoras en técnicas y reducción de costes para asegurar un amplio despliegue y un aumento del rendimiento global de recuperación de este tipo de plásticos. Además, se deben desarrollar algoritmos de inteligencia artificial para replicar o respaldar las decisiones de los recolectores manuales y, quizás, diseñar marcas de agua o similares para mejorar la separación automatizada. Asimismo, todas estas técnicas, húmedas y secas, deben ir acompañadas de mecanismos de clasificación mejorados (válvulas de aire, robot, etc.), y deberían probarse a escala piloto.

Por otra parte, el reciclaje de los residuos plásticos tipo film se diferencia del reciclaje de los residuos plásticos rígidos principalmente por su baja densidad aparente. Por lo tanto, todo el equipamiento debe adaptarse adecuadamente al comportamiento de los mismos (Snyder, 2016).

En lo que se refiere a la etapa de lavado, el lavado en caliente, a menudo con sosa cáustica u otros reactivos (detergentes), reduce los niveles de tintas, adhesivos, contaminación orgánica, olores y microorganismos, mejorando la idoneidad del material para su extrusión y fabricación de un amplio conjunto de

productos. Sin embargo, por su coste, el lavado en caliente no se utiliza mucho en el reciclaje del plástico tipo film. En este sentido, se pueden desarrollar y mejorar procesos de limpieza, reducción de olores y filtración para mejorar la calidad de los reciclados.

Tras la etapa propia de extrusión, los materiales poliméricos aún pueden contener compuestos contaminantes de naturaleza molecular o elemental. Esto puede originar la aparición de defectos (infundidos, poros, irregularidades) o características poco estables de propiedades tales como la fluidez. Además, los materiales plásticos, en general, son sensibles a las radiaciones UV (luz solar), oxígeno del aire y a las temperaturas, y esta degradación puede afectar a la procesabilidad o a las aplicaciones de los reciclados y disminuir el número de veces que pueden ser reciclados sin pérdida de propiedades. En este sentido, la innovación en los métodos de post-procesamiento está especialmente orientada a aumentar la calidad final del producto reciclado y podría incluir el desarrollo de nuevas tecnologías de procesamiento de bajo costo para prevenir la liberación de contaminantes a través de barreras/encapsulación o la mejora del paquete de aditivos del polietileno para minimizar la degradación del polímero durante su procesamiento en las etapas de reciclaje. Por ejemplo, Plastotecnica, una empresa italiana que se ha convertido en el líder italiano en la producción de envases de polietileno flexible a partir de polietileno reciclado (rPE), utiliza aditivos para mejorar el comportamiento del rPE con el fin de amortiguar sus posibles malas propiedades mecánicas.

Por último, también es necesario avanzar en la mejora de los mercados de PE reciclado desarrollando un proceso de certificación para los productos elaborados con PE reciclado procedente de plástico post-consumo tipo film.

Todos los desafíos mencionados anteriormente afectan directamente al coste del proceso de reciclado y, por lo tanto, determinarán la viabilidad económica del proceso. Pero, además, debe realizarse el análisis del ciclo de vida detallado del mismo para evaluar los impactos ambientales asociados al reciclado

de este tipo de material e identificar los elementos críticos en la transición a una economía circular, estableciendo una agenda de investigación futura.

4.4.4. La relevancia del reciclado químico en el contexto de la industria del reciclaje del plástico film post-consumo.

En el modelo de economía circular, los materiales de todo tipo, incluidos los plásticos, deben aprovecharse al máximo y, al final de su vida útil, todos sus recursos deben recuperarse eficientemente para regenerar productos y/o materiales. La tecnología de reciclado mecánico tradicional es la primera opción a la hora de recuperar los plásticos. En función de la economía circular de los plásticos, han comenzado a desarrollarse nuevas estrategias de recuperación que complementan al reciclado mecánico. En su conjunto, estas tecnologías se conocen como reciclado avanzado o reciclado químico de los plásticos (ECOPLAS, 2020).

En su sentido más amplio el reciclaje químico se define como cualquier tecnología de reprocesamiento que afecte directamente a la formulación de los residuos poliméricos o al polímero mismo y los convierta en sustancias químicas y/o productos, ya sea para el propósito original o para otros fines, excluida la recuperación de energía (Chemical Recycling Europe, 2021). No obstante, su definición puede diferir según la zona geográfica y la legislación nacional, lo que podría haber llevado a algunas confusiones.

En el ámbito de los residuos plásticos, este tipo de reciclado surge para dar respuesta a la necesidad de mejorar el reciclaje de los materiales plásticos post-consumo con dificultad para el reciclado mecánico, como es el caso de las fracciones más contaminadas, sucias y mezcladas y/o compuestas de múltiples materiales como puede ser el caso del plástico film. Por lo tanto, el reciclado químico debe considerarse una solución complementaria al reciclaje mecánico, que se puede utilizar para procesar una gama amplia de residuos plásticos logrando productos con aplicaciones de alta calidad. Por ejemplo, el reciclado químico supera algunos de los desafíos de calidad a los que se enfrenta el reciclado mecánico, ya que puede producir los productos químicos básicos necesarios para crear productos plásticos de alta calidad que, incluso, pueden estar en contacto

con alimentos pues el material reciclado obtenido a partir del reciclado químico tiene propiedades similares a los productos obtenidos a partir de los materiales vírgenes.

Los procesos de reciclado químico son muy variados, pirólisis, despolimerización por solvólisis, tratamiento biológico-enzimático, etc., siendo la pirólisis uno de los más investigados (Armenise et al., 2021; Zhang et al., 2021). Estos estudios sugieren el potencial del proceso para el aprovechamiento de materiales plásticos residuales, y permiten realizar algunas observaciones acerca de las particularidades del mismo (Armenise et al., 2021; Coates and Getzler, 2020; Nikolaivits et al., 2021; Papari et al., 2021; Wang et al., 2021; Zhang et al., 2021).

El reciclado químico está teniendo actualmente un gran impulso y demuestra un potencial para reducir la cantidad de residuos plásticos que acaban en vertedero y crear nuevas oportunidades para la industria del reciclado (SusChem, 2020).

4.5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en las diferentes pruebas de lavado del plástico realizadas en plantas industriales son difíciles de comparar, debido principalmente a que las condiciones que se han utilizado en cada planta no han sido exactamente las mismas, además de la propia heterogeneidad del material como se ha indicado en varias ocasiones. Así, en algunos casos se ha encontrado que los resultados del análisis del agua de lavado son similares a los obtenidos en el laboratorio, mientras que en otros casos resultan valores de los parámetros superiores a los encontrados en los ensayos de laboratorio, lo que podría ser debido a diferentes factores como diferencias en el contenido en suciedad del material o al tipo de proceso de lavado realizado.

Los resultados del análisis de las muestras de film obtenido a partir de granza reciclada en diferentes instalaciones industriales han mostrado la presencia de impurezas que corresponden, en su gran mayoría a los aditivos que suelen ser añadidos habitualmente en la manufactura del film original y que se incorporan el

proceso de reciclado. Además, en algunos casos, se han observado imperfecciones en el film reciclado, probablemente debido a la presencia de impurezas de otros tipos de polímeros que acompaña al film de PE, que han originado infundidos en el proceso de filmado.

En general se puede concluir que el film de polietileno reciclado tiene buenas propiedades mecánicas, aunque muestra una cantidad significativa de impurezas, que pueden condicionar el espesor del film que puede llegar a obtenerse. Generalmente, en un film con un mayor espesor o incluso introducido en materiales multicapa, entre capas de material procedente de granza virgen, la presencia de impurezas suele ser menos condicionante. Puesto que estas impurezas pueden deberse principalmente a la presencia de contaminación en el material con otro tipo de plásticos como polipropileno o polietileno tereftalato o a un problema en el propio procesamiento del mismo, sería recomendable optimizar la etapa inicial de separación del material en origen y el proceso de lavado para obtener una granza reciclada de mayor calidad.

4.6. Referencias

Alberghini, M., Hong, S., Lozano, L.M., Korolovych, V., Huang, Y., Signorato, F., Zandavi, S.H., Fucetola, C., Uluturk, I., Tolstorukov, M.Y., Chen, G., Asinari, P., Osgood III, R.M., Fasano, M., Borisjina, S.V., (2021). Sustainable polyethylene fabrics with engineered moisture transport for passive cooling. *Nature Sustainability* 4, 715-724. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00688-5>

Angulo, C., Brahma, S., Espinosa-Dzib, A., Peters, R., Stewart, K.M.E., Pillay, S., Ning, H., (2021). Development of hemp fiber composites with recycled high density polyethylene grocery bags. *Environmental Progress and Sustainable Energy* 40, 13617. <https://doi.org/10.1002/ep.13617>

Armenise, S., SyieLuing, W., Ramírez-Velásquez, J.M., Launay, F., Wuebben, D., Ngadi, N., Rams, J., Muñoz, M., (2021). Plastic waste recycling via pyrolysis: A bibliometric survey and literature review. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 158, 105265. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105265>

Boucedra, A., Bederina, M., Ghernouti, Y., (2020). Study of the acoustical and thermo-mechanical properties of dune and river sand concretes containing recycled plastic aggregates. *Construction and Building Materials* 256, 119447. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119447>.

Chemical Recycling Europe, (2021). Definition of pyrolysis. Disponible en: <https://www.chemicalrecyclingeurope.eu/copy-of-about-chemical-recycling-1>

Coates, G.W., Getzler, Y.D.Y.L., (2020). Chemical recycling to monomer for an ideal, circular polymer economy. *Nature Reviews Materials* 5, 501-5016. <https://doi.org/10.1038/s41578-020-0190-4>

ECOPLAS, (2020). Reciclado avanzado de los plásticos. Publicado en noviembre de 2020. Disponible en: <https://ecoplas.org.ar/site2020/wp-content/uploads/2020/11/Boletin-57-Reciclado-Avanzado-de-los-Plasticos.pdf>

EUNOMIA, (2020). Flexible films market in Europe. State of Play. Production, collection and recycling data. Publicado en julio de 2020. Disponible en: <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/flexible-films-market-in-europe/>

Hopewell, J., Dvorak, R., Kosior, E., (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364, 2115-2126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>

Horodystska, O., Valdés, F.J., Fullana, A., (2018). Plastic flexible films waste management - A state of art review. *Waste Management* 77, 413-425. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.023>

MORE RECYCLING, (2018). National Post-consumer plastic bag & film recycling report. Publicado en agosto de 2020. Disponible en: https://www.plasticmarkets.org/jsfcontent/FilmReport18_jsf_1.pdf

Nikolaivits, E., Pantelic, B., Azeem, M., (...), Brennan Fournet, M., Nikodinovic-Runic, J., (2021). Progressing plastics circularity: A review of mechano-biocatalytic approaches for waste plastic re(valorization). *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 9, 696040. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2021.696040>

Papari, S., Bamdad, H., Berruti, F., (2021). Pyrolytic conversion of plastic waste to value-added products and fuels: A review. *Materials*, 14, 2586. <https://doi.org/10.3390/ma14102586>

Ragaert, K., Delva, L., Van Geem, K., (2017). Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Manag.* 69, 24–58.

RSE, (2013). Analysis of Flexible Film Plastics Packaging Diversion Systems. Publicado en febrero de 2013. Disponible en: https://thecif.ca/projects/documents/714-Flexible_Film_Report.pdf

Severino, P.R.P., Braga, N.F., Morgado, G.F.M., Marini, J., Ferro, O., Passador, F.R., Montagna, L.S. (2021). The use of recycled low-density polyethylene films from protective prepreg for the development of nanocomposites with bentonite clay. *Journal of Applied Polymer Science* 138, 50559. <https://doi.org/10.1002/app.50559>

Snyder, M.R., (2016). Area of specialization. Recycling plastic film requires specialized technology. *Recycl. Today*.

SUSCHEM, (2018). Plastics Strategic Research and Innovation Agenda in a Circular Economy. Publicado en SusChem. Disponible en: http://www.suschem.org/files/library/Final_Brochure_Plastic_strategy_digital.pdf

SUSCHEM, (2020). Sustainable Plastics Strategy. Publicado en SusChem. Disponible en: <http://suschem.org/publications>

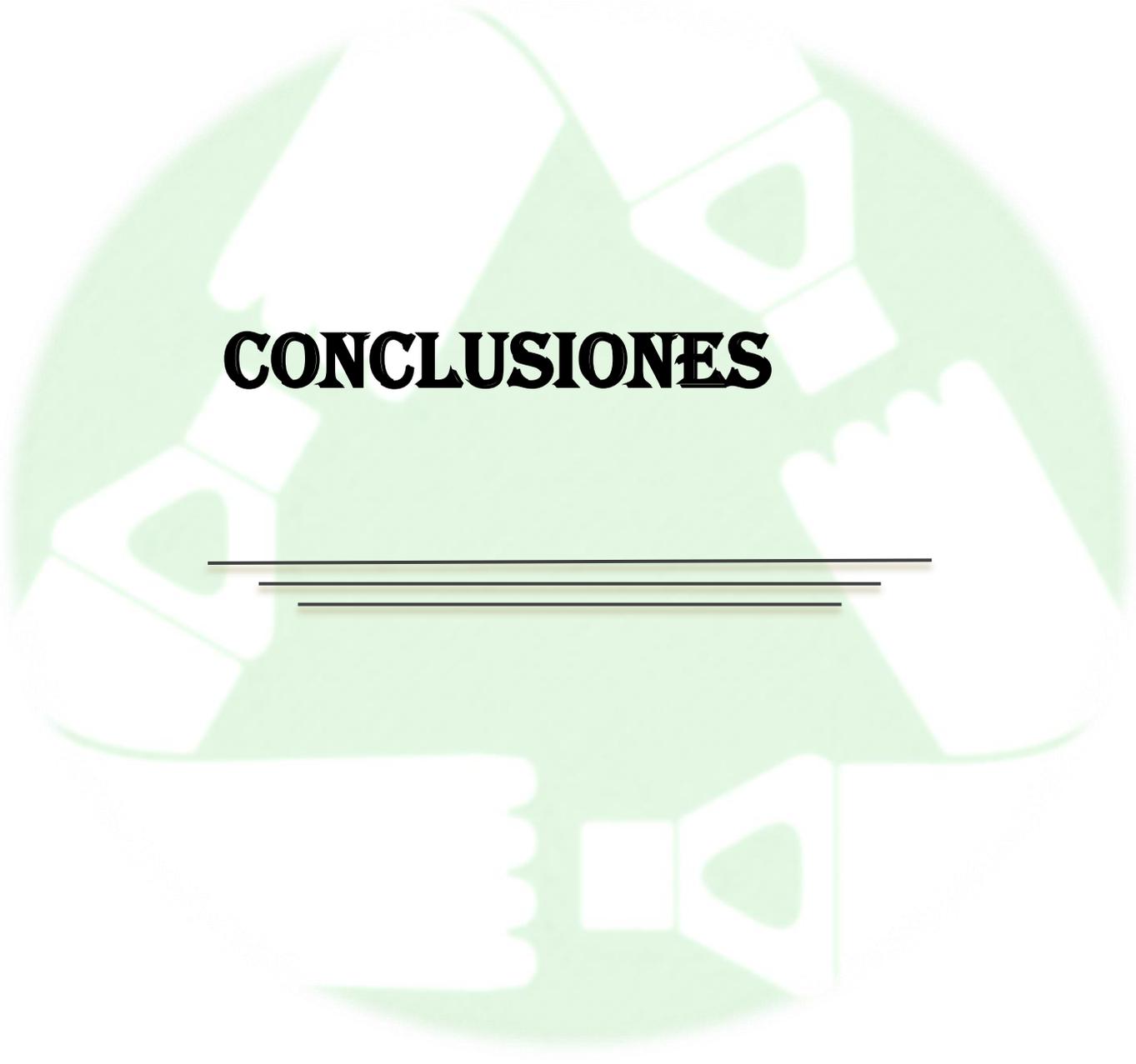
Tartakowski, Z., (2010). Recycling of packaging multilayer films: new materials for technical products. *Resour. Conserv. Recycl.*, 55, 167-170. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.004>

Veolia, (2018). PLASTIC RECYCLING: a key link in the circular economy. Veolia. Publicado en octubre de 2018 y actualizado en abril de 2019. Disponible en: <https://www.planet.veolia.com/en/plastic-recycling>.

Wang, Z., Burra, K.G., Lei, T., Gupta, A.K., (2021). Co-pyrolysis of waste plastic and solid biomass for synergistic production of biofuels and chemicals-A review. *Progress in Energy and Combustion Science* 84, 100899. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2020.100899>

WRAP, (2021). ROADMAP 2025: Creating a circular economy for flexible plastic packaging. Publicado en mayo de 2021. Disponible en: https://archive.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Creating_a_circular_economy_for_flexible_plastic_packaging_roadmap_2025.pdf

Zhang, F., Zhao, Y., Wang, D., Yan, M., Zhang, J., Zhang, P., Ding, T., Chen, L., Chen, C., (2021). Current technologies for plastic waste treatment: A review. *Journal of Cleaner Production*, 282, 124523. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124523>



CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

El objetivo de la Tesis Doctoral estaba centrado en estudiar el proceso de reciclado mecánico del film de polietileno contenido en la fracción orgánico-resto de los residuos sólidos urbanos. Este tipo de plástico residual presenta diferentes problemas para su reciclado. Es un material heterogéneo en tamaño, forma y composición. Además, se encuentra muy contaminado con materia orgánica y otros residuos no plásticos y presenta cierto grado de humedad. Estas características hacen que se reciclado por medios mecánicos sea especialmente complicado.

Las principales conclusiones derivadas de la investigación desarrollada en la presente Tesis Doctoral han sido las siguientes:

- Los resultados el estudio de mercado de las bolsas comerciales de un solo uso han mostrado que, en cuanto a tipología, el 60% de las bolsas son de las denominadas de tipo camiseta. Las bolsas de un solo uso analizadas tienen un peso medio que varía entre 3 y 30 g, un tamaño variable en función del tipo de bolsa, una densidad que oscila entre 0,8-1,13 g/cm³ para HDPE y 0,85-0,86 g/cm³ para LDPE y un espesor que oscila entre 25 y 50 µm para la mayoría de las bolsas. En cuanto al tipo de polímero que constituyen estas bolsas, se ha identificado que corresponden principalmente a polietileno de alta densidad, polietileno de baja densidad y mezcla de ambos.

- Con respecto al estudio de mercado de las bolsas de basura, los resultados han mostrado que, en general, estas bolsas tienen un peso medio más elevado, un tamaño medio más grande y un espesor de hasta 44 µm. La identificación del material ha dado como resultado que un 68,12% de estas bolsas son de polietileno de alta densidad y el 31,58% de mezcla de polietileno de alta y baja densidad.

- La caracterización de plástico film post-consumo procedente de la planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos, ha determinado que el 86% es film de polietileno del que un 10% corresponde a film de polietileno negro. En cuanto a las diferentes tipologías de film, se ha encontrado que la fracción mayoritaria es polietileno de alta densidad con un 49%.

- Para finalizar con la caracterización del material, se ha determinado el contenido en humedad y suciedad del mismo. El contenido en humedad del film post-consumo ha oscilado entre un 16,16% y un 25,0%, variando según la fecha de recogida de la muestra y las condiciones ambientales. Así mismo, el contenido en suciedad es más constante, obteniéndose un valor cercano al 15% independientemente de las condiciones utilizadas para el lavado del material. Si bien, el lavado con agua caliente a 60°C y con agua a la que se ha incorporado NaOH, no produce una mejora significativa del proceso. El plástico presenta un aspecto más brillante, posiblemente debido a una mayor pérdida de grasa adherida al material, que no se refleja en una pérdida de peso significativa.

- Con objeto de optimizar el consumo de agua en el proceso de lavado, permitiendo su tratamiento y recirculación al proceso, se realizó un estudio del análisis del agua de lavado. El principal problema presentado por las aguas residuales de las diferentes pruebas de lavado fue que algunos parámetros excedieron de los límites de descarga permitidos para el municipio de Granada (España), siendo el parámetro más problemático la demanda química de oxígeno. Las condiciones de lavado que proporcionaron mejores resultados fueron aquellas en las que el material se secó previamente a la etapa de lavado, ya que el secado eliminó gran parte de la suciedad adherida al film, mejorando las características del agua de lavado, lo que favorece su tratamiento y recirculación. Además, el uso de agua reciclada evita el consumo excesivo y el vertido de este recurso.

- Por otra parte, la introducción de una etapa de tratamiento físico-químico de las aguas residuales, mediante el uso de coagulantes y floculantes, favoreció el proceso de recuperación del agua. Los resultados de los parámetros de las aguas residuales muestran que los valores de conductividad y sólidos disueltos totales aumentaron debido a la introducción de los reactivos utilizados. Sin embargo, la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno y los sólidos en suspensión disminuyen, lo que demuestra la efectividad del tratamiento permitiendo un mayor reciclaje de agua en el proceso.

- En general, podría concluirse que la etapa de lavado más idónea incluiría un secado previo en caliente del material y una recirculación de las aguas de lavado en un porcentaje superior al 50%. El proceso de secado previo ideal implicaría que el material se mantuviera friccionando entre sí a más de 50°C durante un tiempo de residencia de al menos 20 minutos. Además, lo idóneo sería incluir también una etapa de tratamiento físico-químico basado en un proceso de coagulación-floculación. En este sentido, si se comparan los resultados del análisis del agua de lavado sin y con tratamiento físico-químico, se observa que los parámetros que más se modifican son la conductividad y los sólidos disueltos totales que aumentan de forma significativa debido a la introducción de los reactivos utilizados, mientras que la DQO, los sólidos sedimentables y la DBO₅ bajan, lo que manifiesta la efectividad del tratamiento. Por ejemplo, utilizando secado previo y una relación agua fresca/agua recirculada de 50/50, en el segundo lavado se obtiene un valor de DQO de 1586 mgO₂/L sin tratamiento del agua de lavado frente a un valor de 660 mgO₂/L con el tratamiento del agua de lavado.

- También se observa que, al aumentar la proporción de agua recirculada hasta un valor del 90%, se aumentan los valores de todos los parámetros, como era de esperar. Sin embargo, con el uso de un secado previo a la etapa de lavado, se aumenta la posibilidad de recirculación del agua de lavado. Por ejemplo, para el tercer lavado, los valores de DQO que se obtienen para una relación agua fresca/agua recirculada de 10/90 sobrepasarían los límites de vertido permitido si no se utiliza secado previo, mientras que con secado previo aún se podría realizar otros ciclos de lavado ya que el valor está por debajo de dicho límite.

- La última parte del estudio desarrollado en la Tesis Doctoral, ha presentado los resultados correspondientes a las diferentes pruebas de lavado y procesado del material que se han realizado en instalaciones de distintas empresas de reciclado de plástico, así como las pruebas para obtención de granza y film de PE y el análisis de las muestras obtenidas. Los resultados obtenidos en los distintos ensayos de lavado realizados en plantas industriales, son difíciles de comparar debido a que las condiciones utilizadas en cada una de ellas no son

exactamente las mimas. Así, en algunos casos se ha encontrado que los resultados del análisis del agua de lavado son similares a los obtenidos en el laboratorio, mientras que en otros casos resultan valores de los parámetros superiores a los encontrados en los ensayos de laboratorio, lo que podría ser debido a diferentes factores como la propia heterogeneidad del material utilizado o el proceso de lavado realizado.

- Las muestras de film obtenido a partir de granza reciclada en diferentes instalaciones industriales han mostrado la presencia de impurezas que corresponden, en su gran mayoría a los aditivos que suelen ser añadidos habitualmente en la manufactura del film original y que ha sido posteriormente reciclado. Además, en algunos casos, se han observado imperfecciones en el film reciclado, probablemente debido a la presencia de impurezas de otros tipos de materiales plásticos que han originado infundidos en el proceso de filmado.

- En general se puede concluir que el film de polietileno reciclado tiene buenas propiedades mecánicas, aunque muestra una cantidad significativa de impurezas, que pueden condicionar el espesor del film que puede llegar a obtenerse. Estas impurezas pueden deberse principalmente a la presencia de contaminación en el material con otro tipo de plásticos como polipropileno o polietileno tereftalato o a un problema en el propio procesamiento del mismo. Habría que optimizar la etapa inicial de separación del material en origen y el proceso de lavado para obtener una granza reciclada de mayor calidad.

- Con esta Tesis Doctoral se ha demostrado que posible el reciclado del film de polietileno post-consumo, un residuo plástico que, por su procedencia, presenta unas características que dificultan el proceso de reciclado mecánico, evitando su depósito en vertedero o su incineración y contribuyendo a disminuir la contaminación medioambiental, a limitar la utilización de materias primas y a luchar contra el cambio climático, a la vez que reconoce el potencial del plástico como un recurso valioso.