Cátedra UNESCO de

Ciclo de Vida y Cambio Climático

PROYECTO ARIADNA

"Estudio de sostenibilidad sobre la introducción de un SDDR obligatorio para envases en España: análisis ambiental, social y económico comparativo con la situación actual"

(Versión Final para Revisión Pública)

Junio, 2017

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

UNESCO Chair in Life Cycle and Climate Change

ESCI School of International Studies

Título del estudio:
PROYECTO ARIADNA "Estudio de sostenibilidad sobre la introducción de un SDDR obligatorio para envases en España: análisis ambiental, social y económico comparativo con la situación actual"

(Versión Final para Revisión Pública)

Estudio realizado por:
ESCI-UPF

Autores:
Dr. Pere Fullana i Palmer[1] (director del proyecto),
Dra. Alba Bala Gala[1] (coordinadora técnica del proyecto),
Dra. Rosa Colomé Perales[2],
Dra. Silvia Ayuso Siart[3],
Blanca Díaz Such[1],
Dr. Iván Muñoz Ortiz[4],
Dr. José Luis Retolaza Ávalos[5],
Dr. Joan Ribas Tur[2], Dra. Mercè Roca i Puigvert[2]
Dr. Bo Weidema[4]

Edición y comunicación
Dra. Beatriz Cordero Crespo[1],
Christian Rovira Grueso[6]

[1]Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático (ESCI-UPF)
[2]Research in International Studies and Economics (ESCI-UPF)
[3]Cátedra Mango de Responsabilidad Social Corporativa (ESCI-UPF)
[4]International Life Cycle Academy
[5]Global Center for Sustainable Business, Universidad de Deusto
[6]Departamento de Comunicación (ESCI-UPF)

Estudio promovido por:
ANAREVI (Agrupación Nacional de Reciclado de Vidrio), ANEABE (Asociación Nacional de Empresas de Aguas y Bebidas Envasadas), ANEP (Asociación Nacional del Envase de PET), ANFABRA (Asociación Nacional de Fabricantes de Bebidas Refrescantes), ANGED (Asociación Nacional de Grandes Empresas de Distribución), CERVECEROS DE ESPAÑA, ECOACERO (Asociación Ecológica para el Reciclado de la Hojalata), ECOEMBES (Ecoembalajes España), ECOVIDRIO, FIAB (Federación de Industrias de Alimentación y Bebidas) y TETRA PAK HISPANIA SA.

Barcelona, Junio de 2017

ESCI-UPF es una institución educativa universitaria ligada a la Universitat Pompeu Fabra (UPF) cuyos Estatutos incluyen, en su Artículo 1º c), como objetivo: "La prestación de servicios de formación e investigación dentro del área internacional de la empresa que alcance cualquier ámbito de la gestión empresarial, de la gestión ambiental, de la sostenibilidad y de las relaciones internacionales".

Para dar respuesta a los Estatutos, la Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático, la Cátedra Mango de Responsabilidad Social Corporativa y el Grupo Research in International Studies and Economics (RISE) forman una unidad de investigación que aborda los tres ámbitos de la sostenibilidad de manera integrada.

A partir del Grupo de Investigación en Gestión Ambiental (GiGa, fundado en el 2004), la Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático se crea por convenio el 17 de diciembre de 2010 entre ESCI-UPF de la Universitat Pompeu Fabra (UPF) y la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). Su misión es la de promover la investigación, la educación, el establecimiento de redes de colaboración y la generación de conocimiento orientados al desarrollo sostenible de productos y procesos a nivel nacional e internacional, facilitando la colaboración entre investigadores de renombre internacional y docentes de universidades y otras instituciones de Europa, América Latina, Caribe y África y otras regiones del mundo.

© 2017 Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático.
Está prohibida toda reproducción, distribución, transformación, presentación, total o parcial, del contenido, datos y modelos presentados de este documento o de alguno de sus elementos, de forma directa o indirecta. Para ordenar copias de este documento consulte con la Cátedra UNESCO a unescochair@esci.upf.edu.

Los autores del documento son responsables de la elección y presentación de la información contenida en él, así como de las opiniones expuestas en el mismo, que no son necesariamente aquellas de UNESCO y no corresponsabilizan a la misma.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN **11**

ESTRUCTURA DE CONTENIDOS DEL PRESENTE INFORME **16**

LISTADO DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS **19**

LISTADO DE NOMENCLATURA QUÍMICA **21**

GLOSARIO DE TÉRMINOS **22**

1. INTRODUCCIÓN ***24***

1.1. Contexto Legislativo y Antecedentes **24**

1.1.1. La legislación en Residuos de Envases 24
1.1.2. El Análisis de Ciclo de Vida y la Gestión de Residuos 28
1.1.3. La implantación del SDDR dentro y fuera de Europa 31
1.1.4. La implantación del SDDR en España 33

1.2. Tipo y formato de los informes desarrollados en el Proyecto **37**

2. BREVE DESCRIPCIÓN DEL SCRAP Y DEL SDDR ***38***

2.1. Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP) **38**

2.2. Sistema de Depósito, Devolución y Retorno (SDDR) **41**

3. METODOLOGÍAS DE ANÁLISIS ***45***

3.1. Análisis Ambiental: Análisis de Ciclo de Vida **45**

3.2. Análisis Económico: Contabilidad de Costes **46**

3.3. Análisis Social **48**

4. OBJETIVO DEL ESTUDIO ***50***

4.1. Aplicación prevista **50**

4.2. Razones para realizar el estudio **51**

4.3. Destinatario previsto **52**

4.4. Pretensión de utilizar los resultados en aseveraciones comparativas **53**

4.5. Entidades involucradas en el estudio **53**

4.5.1. Entidades promotoras-financiadoras 53
4.5.2. Entidades ejecutoras 54
4.5.3. Expertos revisores 54
4.5.4. Partes interesadas 54

5. ALCANCE DEL ESTUDIO ***57***

5.1. Sistemas bajo estudio **57**

5.1.1. Consideraciones generales 57
5.1.2. Sistema A: Sistema actual de gestión de residuos de envases en 2014 (SCRAP). 59
5.1.3. Sistema B: Sistema alternativo de gestión de residuos de envases (SDDR y SCRAP disminuido) 60
5.1.4. Origen de los datos 64
5.1.5. Importancia relativa del conjunto de residuos estudiado 64

5.2. Función y Unidad Funcional 66

5.3. Flujos de Referencia 66

5.4. Limitaciones e hipótesis del estudio 70

6. DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL SCRAP 74

6.1. Consideraciones generales 74

6.2. Contenerización 74

6.3. Recogida y transporte 77

6.4. Transferencia 79

6.5. Tratamientos de recuperación y transformación 81

6.5.1. Plantas de Selección de Envases Ligeros 81
6.5.2. Plantas de tratamiento Vidrio 85
6.5.3. Plantas de Tratamiento Mecánico-Biológico de la fracción resto 88

6.6. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje 88

6.6.1. Pre-tratamiento y reciclaje de acero 89
6.6.2. Pre-tratamiento y reciclaje de aluminio 90
6.6.3. Reciclaje de PET 90
6.6.4. Reciclaje de PEAD 91
6.6.5. Reciclaje de film 92
6.6.6. Reciclaje de plástico mezcla 93
6.6.7. Reciclaje de brik 94

6.7. Tratamiento finalista 95

6.7.1. Valorización energética 96
6.7.2. Vertido 98

6.8. Cálculo del balance de materia 100

6.8.1. Sistema A 100
6.8.2. Sistema B 103

7. DESCRIPCIÓN Y DIMENSIONAMIENTO DEL SDDR 109

7.1. Consideraciones generales del dimensionamiento 110

7.1.1. Estimación de la cantidad de envases a gestionar por el SDDR 110
7.1.2. Estructura Comercial y HORECA en España 112
7.1.3. Dimensionamiento del número de envases gestionados por establecimiento 113
7.1.4. Estimación de la aportación media estándar 118

7.2. Consideraciones sobre sistema de recogida manual 120

7.2.1. Contenedores de almacenamiento de los envases 121
7.2.2. Espacio comercial y de almacenamiento para la recepción y gestión de envases de SDDR 123
7.2.3. Tiempo de gestión del personal para la recepción y gestión de los envases de SDDR 124

7.3. Consideraciones sobre el sistema de Recogida Automática 125

7.3.1. Elección del modelo de máquina 126
7.3.2. Elección del contenedor de recepción del material en máquina 128
7.3.3. Espacio comercial y de almacén para la recepción y gestión de los envases de SDDR. 130
7.3.1. Tiempo de gestión del personal para la recepción y gestión de los envases de SDDR. 130

7.4. Modos de aceptación de envases 131

7.4.1. Descripción de los modos de aceptación 131
7.4.2. Combinaciones de tipos de establecimiento y modos de aceptación 133

7.5. Dimensionamiento de los modelos de aceptación automática 137
7.5.1. Elemento previo – Concentración de la afluencia a los comercios 137
7.5.2. Metodología de dimensionamiento de la recogida automática. 139
7.5.3. Resultados del dimensionamiento de la recogida automática 142

7.6. Dimensionamiento de los modelos con aceptación manual 146
7.6.1. Dimensionamiento del espacio ocupado para gestionar la aceptación y retorno 147
7.6.2. Dimensionamiento del tiempo de dedicación del personal a la aceptación de los envases y el retorno. 147
7.6.3. Dimensionamiento del número de viajes de recogida 147

7.7. Recogida y transporte 149
7.7.1. Tipos de camiones 149
7.7.2. Modelo de transporte 150

7.8. Plantas de conteo de la recogida manual 153
7.8.1. Descripción de las plantas de conteo 153
7.8.2. Cuantificación del número de plantas de conteo 155
7.8.3. Localización de las plantas de conteo 157

7.9. Plantas de separación y acondicionamiento de la recogida automática 160

7.10. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje 161

8. ESTUDIO AMBIENTAL: ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA 162

8.1. Aspectos metodológicos 162
8.1.1. Fuentes de datos 162
8.1.2. Requisitos relativos a los datos 163
8.1.3. Límite del sistema 164
8.1.4. Hipótesis 166
8.1.5. Multifuncionalidad y expansión del sistema 170
8.1.6. Procedimientos de asignación de impactos 171
8.1.7. Selección de las categorías de impacto y los factores de caracterización 174
8.1.7.1. Factores de caracterización y categorías de impacto 175
8.1.7.2. Justificación de su elección y descripción del método de caracterización 176
8.1.8. Tratamiento del CO2 biogénico 178
8.1.9. Juicios de valor y elementos opcionales 179
8.1.10. Cantidad de envases puestos en el mercado (Sistemas A y B) 179

8.2. Inventario ambiental de los envases recogidos mediante SCRAP en el SISTEMA A 180
8.2.1. Distribución por canales de recogida 181
8.2.2. Contenerización 183
8.2.3. Recogida y transporte 184
8.2.3.1. Recogida domiciliaria 184
8.2.3.2. Recogidas selectivas en el ámbito privado 187
8.2.4. Transferencia 187
8.2.5. Planta de selección de envases 188
8.2.6. Planta de tratamiento de vidrio 190
8.2.7. Planta de Tratamiento Mecánico-Biológico 191
8.2.8. Tratamiento de los residuos recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado ... 193
8.2.9. Preparación para el reciclaje y procesos de reciclaje 194
8.2.10. Valorización energética 197
8.2.11. Vertido 198
8.2.12. Crédito ambiental 199

8.3. Inventario ambiental de los envases recogidos mediante SDDR en el SISTEMA B 202
8.3.1. Distribución por canales de recogida 203
8.3.2. Recepción manual 205
8.3.3. Recepción automática 206
8.3.4. Recogida y transporte 208
8.3.5. Planta de conteo 210
8.3.6. Planta de acondicionamiento de envases 211
8.3.7. Planta de tratamiento de vidrio 211
8.3.8. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje 212
8.3.9. Crédito ambiental 212

8.4. Inventario ambiental de los envases recogidos mediante SCRAP en el SISTEMA B 213
8.4.1. Distribución por canales de recogida 214
8.4.2. Contenerización 214
8.4.3. Recogida y transporte 214
8.4.4. Transferencia 216
8.4.5. Planta de selección de envases 216
8.4.6. Planta de tratamiento de vidrio 217
8.4.7. Planta de Tratamiento Mecánico-Biológico 218
8.4.8. Tratamiento de los residuos recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado ... 218
8.4.9. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje 219
8.4.10. Valorización energética 219
8.4.11. Vertido 220
8.4.12. Crédito ambiental 220

8.5. Resultados 221
8.5.1. Indicadores de flujo de material 221
8.5.2. Resultados globales: Sistema A y Sistema B 222
8.5.3. Identificación de asuntos significativos y análisis de contribución 224
8.5.3.1. Análisis de contribución entre el Flujo 1 y el Flujo 2 224
8.5.3.2. Análisis de contribución por etapas del ciclo de vida 226
8.5.4. Análisis de sensibilidad 232
8.5.4.1. PA.1. Porcentaje de recogida selectiva de EELLL 236
8.5.4.2. PA.2. Porcentaje de recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL 236
8.5.4.3. PA.3. Porcentaje de plantas de selección de envases automáticas 237
8.5.4.4. PA.4. Porcentaje de residuos en masa que pasan por TMB 238
8.5.4.5. PA.5. Porcentaje de recogida selectiva de vidrio 238
8.5.4.6. PA.6. Efectividad de selección del vidrio en TMB 239
8.5.4.7. PA.7. Todos los anteriores juntos (de PA.1 a PA.6) 240
8.5.4.8. PB1 a y b. Número de máquinas de conteo por planta de conteo 240
8.5.4.9. PB2 Aproximación metodológica de los equipamientos 242
8.5.4.10. PB.3 Comportamiento de los ciudadanos al introducir el SDDR 244
8.5.5. Comparación global de efectos en los resultados 244
8.5.6. Análisis de la calidad de los datos 246
8.5.7. Conclusiones 247

9. ESTUDIO ECONÓMICO 250

9.1. Aspectos generales 250

9.2. Estudio Económico de los envases gestionados por el SCRAP de EELL del Sistema A 250
9.2.1. Costes del SCRAP de EELL en el Sistema A. 251
9.2.1.1. Recogida selectiva de EELL 251

9.2.1.2. Plantas de selección de EELL 251
9.2.1.3. Recogidas selectivas en el ámbito privado 252
9.2.1.4. Valorización energética (incineración) 252
9.2.1.5. Recogida y selección de la fracción resto de los RSU 253
9.2.1.6. Costes indirectos 253
9.2.2. Ingresos del SCRAP de EELL en el Sistema A. 253
9.2.3. Análisis de resultados del SCRAP de Envases Ligeros en el Sistema A 253
9.2.3.1. Recogida Selectiva de Envases Ligeros 253
9.2.3.2. Selección de EELL 256
9.2.3.3. Recogidas selectivas en el ámbito privado 257
9.2.3.4. Valorización energética 257
9.2.3.5. Selección de Residuos Sólidos Urbanos (fracción resto). 258
9.2.3.6. Costes indirectos: sensibilización, marketing, I+D, caracterizaciones, estructura y resto 259
9.2.3.7. Ingresos por venta de materiales reciclados 259
9.2.4. Coste neto anual del SCRAP de EELL en el Sistema A 260

9.3. Estudio Económico de los envases gestionados por el SCRAP de vidrio del Sistema A 262

9.3.1. Costes del SCRAP de vidrio en el Sistema A. 262
9.3.1.1. Recogida selectiva de vidrio. 262
9.3.1.2. Recogida, limpieza y transporte de vidrio limpio. 262
9.3.1.3. Recogida por otras fuentes. 263
9.3.1.4. Costes indirectos de Ecovidrio 263
9.3.1.5. Costes indirectos de los operadores externos 264
9.3.1.6. Costes indirectos de otros recicladores privados 264
9.3.2. Ingresos del SCRAP de vidrio en el Sistema A. 265
9.3.3. Análisis de resultados del SCRAP de vidrio en el Sistema A 265
9.3.3.1. Amortización de contenedores 265
9.3.3.2. Limpieza de contenedores más alrededor 265
9.3.3.3. Recogida y transporte 266
9.3.3.4. Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio 266
9.3.3.5. Recogida por otras fuentes 266
9.3.3.6. Sensibilización 267
9.3.3.7. Gastos generales más estructura 267
9.3.3.8. Operadores externos: recogida y tratamiento 267
9.3.3.9. Otros recicladores privados: recogida y tratamiento 267
9.3.3.10. Ingresos por venta de vidrio reciclado 268
9.3.4. Coste neto anual del SCRAP de vidrio en el Sistema A 268

9.4. Coste neto del Sistema A 269

9.5. Estudio económico de los envases gestionados por el SDDR en el Sistema B 272

9.5.1. Costes considerados y parámetros influyentes del SDDR en el Sistema B 272
9.5.1.1. Costes de la fase de etiquetado 272
9.5.1.2. Costes directos de la fase de comercio / transporte 272
9.5.1.3. Costes indirectos de la fase de comercio / transporte 279
9.5.1.4. Costes de clasificación: las plantas de Conteo y las de tratamiento de envases. 279
9.5.2. Ingresos del SDDR en el Sistema B 280
9.5.3. Análisis de resultados del escenario base 281
9.5.3.1. Resultados de costes directos de la fase de etiquetado 281
9.5.3.2. Resultados de costes directos de la fase de comercio / transporte 281
9.5.3.3. Cálculo de costes en la fase comercio 283
9.5.3.4. Cálculo de los costes de transporte 290
9.5.3.5. Coste de plantas de Conteo 292
9.5.3.6. Coste de Plantas de Selección 293
9.5.3.7. Costes Indirectos 294

9.5.3.8. Ingresos anuales 294
9.5.4. Coste neto anual del SDDR en el Sistema B 294
9.5.5. Análisis de sensibilidad – Coste de oportunidad del comercio 295

9.6. Estudio económico de los envases gestionados por el SCRAP en el Sistema B 297
9.6.1. Costes del SCRAP de EELL en el Sistema B. 298
9.6.1.1. Recogida selectiva de EELL 298
9.6.1.2. Plantas de selección de EELL 298
9.6.1.3. Recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL 299
9.6.1.4. Valoración energética de EELL 299
9.6.1.5. Plantas de RSU 299
9.6.1.6. Coste de las campañas de sensibilización y marketing 299
9.6.1.7. Coste de I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto 300
9.6.2. Ingresos del SCRAP de EELL en el Sistema B. 300
9.6.2.1. Precio de los materiales recuperados 300
9.6.3. Análisis de resultados y coste neto anual del SCRAP de EELL en el Sistema B. 300
9.6.4. Costes del SCRAP de vidrio en el Sistema B. 302
9.6.4.1. Recogida selectiva del vidrio 302
9.6.4.2. Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio 302
9.6.4.3. Recogida por otras fuentes. 303
9.6.4.4. Costes indirectos de Ecovidrio 303
9.6.4.5. Costes indirectos de operadores externos 303
9.6.4.6. Costes indirectos de otros recicladores privados 304
9.6.5. Ingresos del SCRAP de vidrio en el Sistema B. 304
9.6.6. Análisis de resultados y coste neto anual del SCRAP de vidrio en el Sistema B. 305
9.6.7. Coste neto anual de los envases gestionados por el SCRAP en el Sistema B 306

9.7. Resumen y conclusiones de los resultados económicos integrados 308

10. ESTUDIO SOCIAL 312

10.1. Revisión bibliográfica 312

10.2. Análisis de los beneficios y perjuicios sociales 314
10.2.1. Metodología 314
10.2.2. Identificación de los grupos de interés 317
10.2.3. Identificación de los beneficios y perjuicios para los grupos de interés 318
10.2.4. Cuantificación y monetización de los costes y beneficios sociales para el conjunto de la sociedad 324
10.2.4.1. Dedicación de espacio 324
10.2.4.2. Dedicación de tiempo 326
10.2.4.3. Necesidad de aprendizaje 333
10.2.4.4. Reducción del littering 334
10.2.4.5. Resumen de los resultados 337
10.2.5. Discusión cualitativa de los costes y beneficios sociales para los grupos de interés 338
10.2.5.1. Fabricantes de envases 338
10.2.5.2. Envasadores 338
10.2.5.3. Distribuidores y establecimientos de venta 339
10.2.5.4. Entidades locales 340
10.2.5.5. Organizaciones recicladoras y recuperadoras 341
10.2.5.6. Consumidores 341
10.2.5.7. Sociedad (ciudadanos) y medio ambiente 342
10.2.6 Conclusiones 344

10.3. Huella social 344
10.3.1. Metodología de la huella social 345
10.3.1.1. Redistribución de ingresos 346

10.3.1.2. Impacto en la productividad 347
10.3.2. Fuentes de datos: Exiobase 348
10.3.2.1. Introducción a Exiobase 348
10.3.2.2. Inclusión de información social en Exiobase 348
10.3.2.3. Implementación de Exiobase en el software SimaPro 351
10.3.3. Fuentes de datos: ARIADNA 352
10.3.4. Inventario de datos para el SISTEMA A 353
10.3.5. Inventario de datos para el flujo 1 (SDDR) del SISTEMA B 355
10.3.6. Inventario de datos para el flujo 2 (NO SDDR) del SISTEMA B 358
10.3.7. Resultados de la huella social 360
10.3.7.1. Resultados globales 360
10.3.7.2. Diferencias entre los dos sistemas 363
10.3.8. Conclusiones 369

11. CONCLUSIONES 370

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 372

LEGISLACIÓN Y ESTÁNDARES 383

ANEXOS 385

ANEXO 1.1 PANEL DE PARTES INTERESADAS 386

ANEXO 1.2. PANEL DE EXPERTOS INDEPENDIENTES 389

ANEXO 6.1. ESTUDIO SOBRE EL REPARTO AUTONOMICO DEL CONSUMO DE ENVASES ADHERIDOS 390

ANEXO 6.2 ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DE MATERIAL RECUPERADO ETMR EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS 395

ANEXO 6.3. ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DE MATERIAL RECUPERADO ETMR EN PLANTAS TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO O RESIDUO EN MASA. 399

ANEXO 6.4. REQUISITOS MINIMOS DE CALIDAD PARA EL VIDRIO 401

ANEXO 6.5 EFECTIVIDADES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO 403

ANEXO 6.6 EFECTO REBOTE EN EL COMPORTAMIENTO DE LOS CIUDADANOS AL IMPLANTAR UN SDDR 406

ANEXO 7.1 CUOTA DE MERCADO DE CADA CATEGORÍA DE PRODUCTO PARA CADA TIPOLOGÍA DE ESTABLECIMIENTO (Nielsen). CONFIDENCIAL 407

ANEXO 7.2 % DE REUTILIZABLE EN CADA CATEGORÍA DE PRODUCTO (DATOS APORTADOS POR NIELSEN Y LAS ASOCIACIONES DE ENVASADORES – CONFIDENCIAL) CONFIDENCIAL 408

ANEXO 7.3 NÚMERO DE VISITAS QUE REALIZAN ANUALMENTE LOS CONSUMIDORES POR CADA TIPOLOGÍA DE ESTABLECIMIENTO (CONFIDENCIAL) 409

ANEXO 7.4. MAQUINAS DE DEVOLUCIÓN DE ENVASES 410

ANEXO 7.5. EJEMPLO DE DIMENSIONAMIENTO DE RECOGIDA AUTOMÁTICA 411

ANEXO 7.6. VEHICULOS DE TRANSPORTE PARA SDDR 417

ANEXO 7.7. PARAMETROS DE LOS MODELOS DE TRANSPORTE 418

ANEXO 8.1. LISTADO DE ICV ELABORADOS EN EL MARCO DEL PROYECTO FENIX 422

ANEXO 8.2 ESTIMACIÓN DEL NÚMERO DE CONTENEDORES DE RSU 423

ANEXO 8.3 INFORMACIÓN EQUIPOS EN PLANTAS SDDR 425

ANEXO 8.4 CARACTERÍSTICAS DE LOS CONTENEDORES UTILIZADOS PARA LA RECOGIDA DE EELL Y DE VIDRIO 426

ANEXO 8.5 JUSTIFICACIÓN DE ASPLARSEM AL CAMBIO DE EFECTIVIDADES EN PSE PARA PET Y ALUMINIO POR LA INCORPORACIÓN DE UN SDDR 427

ANEXO 8.6 IMPACTO AMBIENTAL ESTIMADO PARA RVM 430

ANEXO 8.7 TASAS DE RETORNO Y RECICLAJE DE PAISES CON SDDR 432

ANEXO 9.1. ASIGNACIÓN DEL COSTE FIJO DEL VEHÍCULO PROPORCIONAL AL USO DEL MISMO 435

ANEXO 9.2. MODELOS DE COSTES 438

ANEXO 10.1: LISTADO DE ESTUDIOS DE IMPACTO SOCIAL REVISADOS (POR ORDEN CRONOLÓGICO INVERSO) 447

ANEXO 10.2: LISTADO DE PERSONAS ENTREVISTADAS (POR ORDEN ALFABÉTICO DEL NOMBRE DE LA ORGANIZACIÓN) 449

ANEXO 10.3: GUIÓN PARA LA ENTREVISTA CON REPRESENTANTES DE LOS *STAKEHOLDERS* 451

ANEXO 10.4: EFECTOS DEL SDDR PERCIBIDOS EN LAS ENTREVISTAS CON LOS *STAKEHOLDERS* 452

ANEXO 10.5 DATOS UTILIZADOS PARA CUANTIFICAR Y MONETIZAR EL IMPACTO SOCIAL 457

ANEXO 10.6 DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL INVENTARIO DE ACTIVIDADES EN EL SISTEMA A 460

ANEXO 10.7 DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL INVENTARIO DE ACTIVIDADES EN EL FLUJO 1 (SDDR) DEL SISTEMA B 471

ANEXO 10.8 DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL INVENTARIO DE ACTIVIDADES EN EL FLUJO 2 (NO SDDR) DEL SISTEMA B 478

ANEXO 10.9. EJEMPLO DE CÁLCULO DE LA HUELLA SOCIAL PARA UNA ACTIVIDAD HIPOTÉTICA 482

RESUMEN

El Proyecto ARIADNA se ha realizado en dos ámbitos de estudio: a nivel nacional y en la Comunidad Autónoma de Cataluña. **El presente documento corresponde al estudio realizado a nivel nacional**.

En este ámbito de estudio, el objetivo del proyecto ha sido el de realizar un análisis de sostenibilidad comparado entre la situación que se dio en España en 2014 en cuanto a la gestión de los residuos de envases y la que se habría dado si, en aquel momento, estuviera funcionando a pleno rendimiento un SDDR para envases de algunas bebidas. La metodología utilizada ha sido la más consensuada internacionalmente y bajo la perspectiva de ciclo de vida. El estudio concluye de una manera clara que la implantación de un SDDR en España, en las condiciones analizadas, no es aconsejable, ya que: según varios indicadores, conlleva un mayor impacto ambiental en comparación con el sistema actual; supone un importante aumento del coste económico para la sociedad; y su impacto social no resulta beneficioso ni para los ciudadanos españoles ni para los parámetros evaluados de la economía global.

La **Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados**, señala que, para fomentar la prevención y promover la reutilización y el reciclado de alta calidad de envases y residuos de envases de vidrio, plástico y metal, se podrán adoptar, entre otras, medidas destinadas a facilitar el establecimiento de sistemas de depósito, devolución y retorno (**SDDR**). Textualmente, indica que "*se tendrá en cuenta **la viabilidad técnica y económica de estos sistemas, el conjunto de impactos ambientales, sociales y sobre la salud humana, y respetando la necesidad de garantizar el correcto funcionamiento del mercado interior.** El Gobierno remitirá a las Cortes Generales los informes preceptivos de viabilidad técnica, ambiental y económica que se realicen con carácter previo a la implantación de un sistema de depósito devolución y retorno".* En su artículo 30.3, repite que "*El establecimiento de estas medidas se llevará a cabo mediante real decreto aprobado por el Consejo de Ministros, teniendo en cuenta su viabilidad técnica y económica, el conjunto de impactos ambientales, sociales y sobre la salud.".*

La **Estrategia Temática sobre Prevención y Reciclaje de Residuos de la UE** (Comunicación (2005)666), incide en que se ha de dotar de información objetiva, datos científicos de calidad y fáciles de utilizar, a los decisores. Todas las fases del ciclo de vida de un recurso deben ser tomadas en cuenta, ya que pueden producirse efectos cruzados entre las diferentes fases, y las medidas adoptadas para reducir el impacto medioambiental en una fase podrían empeorar el de otra. **Según la Comisión Europea, las opciones más sostenibles complementan la información ambiental con datos económicos e indicadores de carácter social, <u>siempre bajo un enfoque de ciclo de vida</u>.**[2]

El presente estudio forma parte del **Proyecto ARIADNA**, cuyo objetivo es analizar la sostenibilidad económica, ambiental y social de la implantación en España y en Cataluña de un

[2] http://ec.europa.eu/environment/ipp/lca.htm

SDDR obligatorio para reciclar con las siguientes características: el importe de la fianza para los envases sometidos a SDDR es de 10 céntimos por envase; los tipos de residuos de envases sometidos a SDDR son los de aguas, refrescos, zumos, cervezas, vinos, cavas y espumosos y bebidas espirituosas (en los materiales de PET, PEAD, acero, aluminio, cartón para bebidas, vidrio); y con un tamaño de envase inferior a 3 litros[3]. En el proyecto, no se estudia el SDDR aislado vs el SCRAP[4] aislado, ya que no es una situación factible, sino que se comparan dos sistemas posibles:

Sistema A. El que representa **la situación real** de la gestión de los residuos de envases domésticos en 2014, recogidos a través del SCRAP.

Sistema B. El que se daría en **la situación hipotética** de la gestión de los residuos de envases domésticos en 2014 **si hubiera habido un SDDR a pleno rendimiento** y sin curva de aprendizaje (con la tasa de retorno del 90%, defendida por sus promotores) para los envases de bebidas descritos, coexistiendo con un SCRAP para el resto de ellos.

El estudio ha sido propuesto por ESCI-UPF, promovido por los agentes mencionados al principio de este informe y que representan a toda la cadena de valor, y financiado por Ecoembes y Ecovidrio por mandato de los promotores. Se ha buscado obtener información rigurosa, sistemática, transparente y objetiva, basada en metodologías científicas, usando diversos mecanismos de transparencia, y sometiendo el estudio a un proceso de **triple revisión**: durante el proyecto involucrando en un Panel de Partes Interesadas (PPI) a los representantes de todos aquellos grupos cuya actividad se vería impactada por la potencial implantación obligatoria de un SDDR (consumidores, amas de casa, comerciantes, hosteleros, empresas envasadoras, municipios, comunidades autónomas, plantas de selección, recicladores y sistemas integrados de gestión); y, a la finalización del proyecto , sometiéndolo a revisión crítica por un panel de expertos reconocidos y a un proceso de exposición pública.

El proyecto ARIADNA ha sido realizado por ESCI-UPF, según lo indicado por la Ley de Residuos y las recomendaciones de la UE. En él han participado sus tres grupos de investigación: la Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático; la Cátedra Mango de Responsabilidad Social Corporativa; y el Research in International Studies and Economics. Además, han participado varios grupos de investigación externos, expertos en aspectos concretos ambientales, sociales o económicos.

Los datos de partida, para el **Sistema A,** están basados en información pública (y, en ocasiones, no pública pero con mayor grado de detalle) disponible por parte de Administraciones Públicas y datos aportados por Ecoembes y Ecovidrio (todos ellos debidamente auditados). Se basa en información real, tanto en su dimensionamiento como en la participación ciudadana en el sistema y en los medios implicados para su funcionamiento. En cambio, para el **Sistema B**, se ha

[3] Se han aplicado las características técnicas del SDDR descrito en el Pliego del concurso público de la Generalitat de Catalunya para la "*Contractació d'un estudi sobre la viabilitat técnica, ambiental i econòmica de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) per als envasos de begudesd'un sol ús a Catalunya*" (GENCAT, 2015).

[4] Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor, sistema implantado en la actualidad.

tenido que establecer una serie de hipótesis para definir y dimensionar una situación no existente. El dimensionamiento, la participación y los medios necesarios para su correcto funcionamiento han sido estimados tanto para el Flujo 1 (los envases del SDDR) como para el Flujo 2 (los demás), ya que se vería afectado en su funcionamiento debido a la convivencia de ambos sistemas. Gran parte de los datos de **procesos específicos** han sido suministrados por quienes los generan y que forman parte del PPI.

Por regla general, cuando se ha dudado entre varias opciones de datos de partida u otras hipótesis de trabajo, **se ha optado por una posición conservadora, que beneficiara la implantación de un SDDR**. Cuando no ha sido así, se ha especificado en el documento y se ha argumentado la decisión. Así mismo, siguiendo la recomendación de la norma ISO 14044, se han realizado una serie de **análisis de sensibilidad** sobre aquellas variables que, a priori, se supone puedan tener mayor influencia en los resultados. Por último, tanto por ser rigurosos en la metodología como para dar respuesta a la mayor variabilidad que tienen los datos en gestión de residuos respecto a otros sectores industriales, se han realizado sendos **análisis de incertidumbre** y se ha sometido el estudio a **revisión**, como se ha comentado anteriormente.

Globalmente, el estudio concluye de una manera clara que la implantación de un SDDR en España, en las condiciones descritas, no es aconsejable, ya que, según varios indicadores, conlleva un mayor impacto ambiental; y supone un importante aumento del coste económico para la sociedad, en comparación con el sistema actual, y su impacto social no resulta beneficioso ni para los ciudadanos españoles ni para los parámetros evaluados de la economía global.

Las conclusiones generales resultantes en los tres ámbitos de la sostenibilidad son las siguientes:

El **estudio ambiental** se ha realizado mediante un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) sobre seis categorías de impacto ambiental (dos de ellas influyen directamente en la salud humana – agotamiento de la capa de ozono y smog). Los ahorros ambientales de ambos sistemas son superiores a sus costes, es decir, **ambos sistemas ofrecen un servicio ambiental positivo**; sin embargo, aunque el SDDR obtuviese un pleno desarrollo y alcanzase un índice de devolución del 90% de sus envases, **el sistema actual obtiene significativamente mejores resultados.**

Si sólo nos fijáramos en un indicador de flujo como es la tasa de reciclado, el Sistema B tiene un mejor comportamiento que el A (aumento del 12,5% de la tasa de reciclado conjunta de EELL y vidrio y del 1,5% de tasa de reciclado respecto a todos los RSU de España). Sin embargo, los resultados del estudio revelan que **el aumento de tasa de reciclado del SDDR se obtiene a base de procesos que contaminan más.**

En la mayoría de las etapas, el Sistema B tiene un porcentaje mayor de impacto que el A. Sin embargo, la etapa de fin de vida (incineración y vertido) ofrece un menor impacto para el propuesto Sistema B, dándose una mejora de entre el 12% y el 44% en función de la categoría de impacto analizada. La razón de este menor impacto ambiental es que, al aplicarse una tasa de retorno de los envases SDDR del 90%, la tasa total de reciclado del Sistema B es mayor que la del A. La cantidad de residuos que terminan en un tratamiento finalista es menor y, por lo tanto, también es menor su impacto ambiental global.

Si se implementara el Sistema B en España, **la etapa de equipamientos sería la que ofrecería un mayor incremento de impacto ambiental**, debido a la necesidad de usar un número muy importante de máquinas, y de cajas y bolsas de plástico para la recogida manual, que no aparecen en el Sistema A. La razón del incremento estriba en la mayor necesidad de materiales y en el consumo de energía. La **etapa de recogida y transporte** también se vería sustancialmente incrementada (entre 2 y 3 veces para todas las categorías de impacto) por el transporte adicional asociado a la recogida de los envases del SDDR y, en particular, a los gestionados de forma manual (aproximadamente un 54% en peso) que deberán ser transportados sin compactar hasta las plantas de conteo, disminuyendo la eficiencia en el transporte.

La etapa de reciclaje ofrece impactos entre un 25% y un 50% más elevados para el Sistema B. Este ligero aumento es debido a que en el Sistema B se recupera más material que en el A. Es decir, hay más toneladas que son gestionadas por los recicladores en el Sistema B y, en consecuencia, también es mayor el impacto ambiental asociado a esta etapa.

El objetivo del **estudio económico** es llevar a cabo, previo dimensionamiento del sistema, un estudio de costes netos comparativo. El estudio económico indica que, para la sociedad española, el coste neto total de la recogida pasaría de los 491.622.102€ actuales a los 2.275.794.855€ que costaría el Sistema B, lo que significaría multiplicar por 4,6 el coste total de la recogida de envases en España. **El coste adicional sería de 1.784.172.753€, coste que, de una manera u otra, acabaría por repercutir en el ciudadano**. Este incremento de los costes se debe principalmente a que:

- La gestión de los residuos de envases del Flujo 1 (los envases del SDDR) costaría 1.645.898.787€ más que el coste de la gestión de esos mismos residuos con el sistema actual (pasando de 164.422.302€ a 1.810.321.089€). El 99% de este sobrecoste está asociado a la recogida mediante un SDDR y el 1% restante a la recogida del 10% de envases que no recoge el SDDR y acaban en el SCRAP.
- Además, la incorporación de un SDDR también encarecería la gestión de los residuos de envases no sometidos al SDDR (Flujo 2), aumentando el coste neto para los municipios españoles en 138.273.966 € (pasando de 327.199.800 € a 465.473.766 €)

En términos per cápita, el coste anual neto por habitante pasaría de 10,5 a 48,3 euros, lo que significa multiplicar el coste por 4,6 y un coste adicional por ciudadano de 38,1€. Este incremento de los costes de puede desagregar entre Flujo 1 y Flujo 2:

- En términos per cápita, el coste neto del Flujo 1 pasaría de 3,5 €/habitante a 38,7 €/habitante, lo que supondría multiplicar el coste más de 11 veces.
- Como consecuencia de la fuga de material hacia el SDDR, por disminución de las economías de escala, el coste anual neto de gestión de los envases del Flujo 2 aumentaría un 42,26% tanto en términos totales como per cápita, pasando de 7€/habitante a 10 €/habitante.

El **estudio social**, debido a que no existe ningún marco metodológico estándar para la evaluación del impacto social, se realiza desde varias perspectivas diferentes y complementarias. En primer lugar, se ha realizado una revisión bibliográfica de los estudios existentes sobre el impacto social

de la recogida de envases con el objetivo de determinar los métodos y las métricas utilizados hasta el momento. En base a esta revisión, se ha decidido aplicar las metodologías siguientes: una adaptación del análisis del valor social integrado y la huella social (en el ciclo de vida).

En el **análisis de los beneficios y perjuicios sociales** de los sistemas de recogida de envases estudiados, adaptando la metodología de cuantificación del valor social integrado, se han cuantificado y monetizado los impactos que pueden considerarse relevantes para el conjunto de la sociedad, en concreto, los resultantes de la dedicación de espacio, dedicación de tiempo, necesidad de aprendizaje y repercusión en el *littering,* asociados con los Sistemas A y B. Los resultados son los siguientes:

- Por un lado, el Sistema B implica unos mayores costes para el conjunto de la sociedad, tanto en la dedicación de espacio (1,5 veces más que en el Sistema A) como en la dedicación de tiempo (6 veces más que en el Sistema A).
- Por otro lado, el Sistema B ofrece el beneficio social correspondiente a la reducción del *littering* de los envases incluidos en este estudio. Esto conllevaría una reducción de los perjuicios para disfrutar de los espacios públicos.

Como conclusión, si los costes y los beneficios sociales se traducen a términos monetarios, el beneficio no compensa los costes, y el Sistema B resulta tener mayor coste neto que el Sistema A (5 veces más).

El estudio de **huella social** evalúa el impacto sobre la productividad y la redistribución de ingresos en la economía global, y llega a las siguientes conclusiones:

- La huella social para ambos sistemas tiene globalmente un signo negativo, es decir, ambos sistemas implican un impacto social beneficioso para la sociedad.
- El mencionado beneficio para la sociedad es mayor para el Sistema A que para el Sistema B. En concreto, la introducción del SDDR en convivencia con el SCRAP implica un empeoramiento de la huella social de la gestión de residuos de envases en España, reduciendo su impacto beneficioso en un 50% con respecto a la situación actual, a pesar de la mayor tasa de reciclaje que el SDDR alcanza en base a las hipótesis del estudio.
- Aunque el Sistema B implica una menor huella social que el Sistema A en dos aspectos concretos - reciclaje (menor producción de materias primas en España y otros países del mundo) y disposición final de residuos (menor incidencia de vertido/incineración de residuos en España) -, esta menor huella social no se ve compensada por la mayor huella social de este sistema en otras actividades, especialmente en la recogida de envases en comercios (producción de materiales y maquinaria para la recogida, ocupación de espacios comerciales, etc.) y el transporte de envases y residuos de envases.

ESTRUCTURA DE CONTENIDOS DEL PRESENTE INFORME

El presente informe se estructura en once capítulos que, a nivel de contenidos, pueden estructurarse en 4 bloques temáticos: el primero, que aporta toda la información necesaria para entender la razón de la realización del estudio y cómo se ha planteado; el segundo, que aporta información muy detallada del funcionamiento de los sistemas bajo estudio; el tercero, que compila los estudios ambiental, económico y social que configuran el estudio de sostenibilidad que se ha realizado; y el cuarto, que aúna las conclusiones de estos 3 estudios.

Bloque 1: Visión global del estudio y planteamiento

- En el CAPÍTULO 1 se proporciona una introducción detallada del contexto legislativo y de los antecedentes del estudio, así como del tipo y formato de los informes desarrollados.
- En el CAPÍTULO 2 se incluye una breve descripción de los sistemas de SCRAP (Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor) y de SDDR (Sistema de Depósito, Devolución y Retorno) bajo estudio.
- En el CAPÍTULO 3 se exponen de forma breve las metodologías de análisis empleadas en este estudio para el análisis ambiental, económico y social.
- En el CAPÍTULO 4 se describe de forma exhaustiva el objetivo del estudio, indicando la aplicación y los destinatarios previstos, las razones para realizar el estudio y la pretensión de utilizar los resultados del mismo en aseveraciones comparativas. También se incluye el detalle y la implicación de las diferentes entidades involucradas en el desarrollo del estudio.
- En el CAPÍTULO 5 se explica en profundidad el alcance del estudio. Se especifican los sistemas que van a ser comparados: Sistema A (que corresponde a la gestión actual de residuos de envase a través del SCRAP) y Sistema B (que corresponde al sistema alternativo de gestión con la introducción de un SDDR para algunos materiales, en convivencia con un SCRAP disminuido). Se define la unidad funcional del estudio empleada para hacer la comparación, los flujos de referencia utilizados y las limitaciones e hipótesis más importantes que se han aplicado.

Bloque 2: Descripción detallada de los sistemas bajo estudio: SCRAP y SDDR

- En el CAPÍTULO 6 incluye una descripción pormenorizada del sistema actual de gestión de residuos a través del SCRAP, incluyendo información sobre las etapas de contenerización, recogida y transporte, transferencia, tratamientos de recuperación y transformación, preparación para el reciclado y procesos de reciclaje y, finalmente, del tratamiento finalista (vertedero e incineración). El capítulo finaliza con una explicación

de cómo se han calculado los balances de masas de los Sistemas A y B, presentando una tabla resumen con sus resultados.

- En el CAPÍTULO 7 se explica ampliamente cómo se ha dimensionado el SDDR en el estudio, incluyendo cómo se han estimado la cantidad de envases a gestionar a través de este canal, la estructura comercial y HORECA en España, el número de envases gestionados por establecimiento y la aportación media estándar. Se detallan también las especificaciones que se han considerado para la recogida manual (tipo de contenedores y almacenamiento de los residuos, espacio comercial y de almacenamiento, y tiempo de gestión del personal) y para la recogida automática (elección del modelo de máquina, elección del contendor de recepción dentro de las máquinas, espacio comercial y de almacenamiento, y tiempo de gestión). También se describen los diferentes modelos de aceptación de envases (ya sea de forma manual o automática), que son descritos en apartados específicos. Finalmente, se especifica el modelo de recogida y transporte empleados, así como de las plantas de conteo y de separación y acondicionamiento de envases considerados.

Bloque 3: Estudio de Sostenibilidad: ambiental, económico y social.

- El CAPÍTULO 8 comprende todo el estudio de análisis ambiental. En primer lugar, se reseñan todos aquellos aspectos metodológicos que no han sido incluidos en los capítulos anteriores. Se relatan, entre otros aspectos, las fuentes de datos empleadas, los requisitos que deben de cumplir los datos, los límites del sistema, las principales hipótesis consideradas o las categorías de impacto consideradas. A continuación, se realiza el inventario ambiental de todos los procesos asociados a la gestión de los residuos (desde la contenerización hasta el reciclaje o tratamiento finalista de los residuos) para los Sistemas A y B, separados en apartados específicos para los envases gestionados mediante SCRAP en el Sistema A, para los envases recogidos mediante SDDR en el Sistema B y, finalmente, para los envases recogidos mediante SCRAP en el Sistema B. El capítulo finaliza con un apartado específico de resultados, en el que se explican los resultados globales comparados de los dos sistemas, se realiza un análisis de contribución de los Flujos 1 (envases sujetos a SDDR) y 2 (envases no sujetos a SDDR) y por etapas de ciclo de vida, en los dos sistemas. Se incluye también un análisis de sensibilidad de los resultados a cambios en algunas variables que podrían afectar a los resultados globales del estudio, y un análisis de la calidad de los datos empleados. El apartado finaliza con las conclusiones específicas del estudio ambiental.

- El CAPÍTULO 9 contiene todo el estudio económico. Del mismo modo que en el análisis ambiental, también se incluyen apartados específicos con el detalle descriptivo de costes e ingresos para los envases gestionados mediante SCRAP en el Sistema A (separados entre el SCRAP de EELL y el de Vidrio), para los envases recogidos mediante SDDR en el Sistema B y, finalmente, para los envases recogidos mediante SCRAP en el Sistema B. En cada apartado se enumeran los costes de las diferentes etapas del ciclo de vida de la gestión de envases consideradas de forma descriptiva y, posteriormente, se monitorizan, indicando las fuentes de información empleadas en cada caso. El

capítulo finaliza con un apartado resumen que engloba los resultados económicos obtenidos en los apartados anteriores, en el que se listan también las conclusiones económicas globales.

- En el CAPÍTULO 10 se incluye todo el estudio social. Este se inicia con un aparatado en el que se detalla la revisión bibliográfica realizada en esta materia. Los siguientes apartados están destinados de forma separada a cada una de las tres metodologías de análisis social que se han combinado en este estudio: (1) análisis de los beneficios y prejuicios sociales y (2) Huella Social. En todos los casos se describe la metodología empleada, los cálculos realizados y sus conclusiones específicas obtenidas.

Bloque 4: Conclusiones Generales

- En el CAPÍTULO 11 se recogen las conclusiones generales del estudio, englobando los resultados obtenidos en los tres estudios: ambiental, económico y social.

Por último, el estudio incorporara 34 Anexos en los que se aporta información adicional y/o que se ha utilizado para la realización de cálculos y obtención de los resultados del estudio

CONFIDENCIALIDAD

Cabe señalar que algunas cifras que aparecen en las tablas o en el texto de este documento han sido consideradas confidenciales y se encuentran marcadas como “XXX”.

La información confidencial se encuentra en un **Anexo confidencial**, el cual ha quedado restringido a los revisores críticos del estudio o a otros agentes que se considere que puedan tener acceso al mismo. Este anexo no se encuentra en este documento público.

LISTADO DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
ARC	*Agència de Residus de Catalunya* (Agencia de Residuos de Cataluña)
CML	Instituto de Ciencias Ambientales – Universidad de Leiden (NL)
EELL	Envases Ligeros
ETMR	Especificaciones Técnicas de Material Recuperado
GEI	Gases de efecto invernadero
HORECA	Hoteles, Restaurantes y Catering
ILCD	*International Life Cycle Data system*
ISO	Organización Internacional de Normalización *(siglas en inglés*)
LERE	Ley de Envases y Residuos de Envases
NU	Naciones Unidas
OMM	Organización Meteorológica Mundial
PA	Potencial de Acidificación
PACO	Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono
PARA	Potencial de Agotamiento de Recursos Abióticos
PCG	Potencial de Calentamiento Global
PE	Potencial de Eutrofización
PEAD	Polietileno de alta densidad
PET	Polietilentereftalato
PFOF	Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos
PPI	Panel de Partes Interesadas
PSE	Planta de Selección de Envases
PTV	Planta de Tratamiento de Vidrio
RAP	Responsabilidad Ampliada del Productor
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
RVM	*Reverse Vending Machine*
SDDR	Sistema de Depósito, Devolución y Retorno
SCRAP	Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor
SIG	Sistema Integrado de Gestión
TMB	Tratamiento Mecánico Biológico
UE	Unión Europea

UNECE	Comisión Económica de las Naciones Unidas *(siglas en inglés)*
VE	Valorización Energética

LISTADO DE NOMENCLATURA QUÍMICA

As	Arsénico
Cd	Cadmio
CFC-11	Clorofluorocarbono-11
CH_4	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO_2	Dióxido de carbono
COT	Carbono orgánico total
COVDM	Compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano
Cr	Cromo
Cu	Cobre
H^+	Hidrógeno (radicales)
HCl	Ácido clorhídrico
HF	Ácido fluorhídrico
Hg	Mercurio
HPA	Hidrocarburos policíclicos aromáticos
Mn	Manganeso
N	Nitrógeno
N_2O	Óxido de dinitrógeno
NH_3	Amoníaco
Ni	Níquel
NO_x	Óxidos de nitrógeno
Pb	Plomo
SO_2	Dióxido de azufre
SO_x	Óxidos de azufre
Zn	Zinc

GLOSARIO DE TÉRMINOS

- **Comerciantes o distribuidores**: los agentes económicos dedicados a la distribución, mayorista o minorista, de envases o de productos envasados. A su vez, dentro del concepto de comerciantes, se distingue:

  i) Comerciantes o distribuidores de envases: los que realicen transacciones con envases vacíos.

  ii) Comerciantes o distribuidores de productos envasados: los que comercialicen mercancías envasadas, en cualquiera de las fases de comercialización de los productos.

- **Eliminación**: cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía.
- **Envasadores**: agentes económicos dedicados tanto al envasado de productos como a la importación o adquisición en otros estados miembros de la Unión Europea de productos envasados, para su puesta en el mercado.
- **Envase**: todo producto fabricado con materiales de cualquier naturaleza y que se utilice para contener, proteger, manipular, distribuir y presentar mercancías, desde materias primas hasta artículos acabados, en cualquier fase de la cadena de fabricación, distribución y consumo. Se considerarán también envases todos los artículos desechables utilizados con este mismo fin.
- **Fabricantes de envases**: agentes económicos dedicados tanto a la fabricación de envases como a la importación o adquisición en otros estados miembros de la Unión Europea, de envases vacíos ya fabricados.
- **Fracción resto o indiferenciada**: fracción residual de los residuos municipales una vez efectuadas las recogidas selectivas.
- **Gestión de residuos de envases**: la recogida, la clasificación, el transporte, el almacenamiento, la valorización y la eliminación de los residuos de envases, incluida la vigilancia de estas operaciones y de los lugares de descarga después de su cierre.
- **Gestión de residuos**: la recogida, el transporte y tratamiento de los residuos, incluida la vigilancia de estas operaciones, así como el mantenimiento posterior al cierre de los vertederos, incluidas las actuaciones realizadas en calidad de negociante o agente.
- **Impropios**: elementos extraños o no solicitados al contenido básico de una determinada fracción de los residuos municipales recogidos selectivamente.
- ***Littering***: A efectos de este estudio se considera como *littering* a los envases que son abandonados en el medio natural terrestre o marino debido a una práctica indebida de los ciudadanos. No se considera *littering* el abandono de éstos residuos en medio urbano, ya que son recogidos mediante el servicio de limpieza viaria.
- **Productor de residuos**: cualquier persona física o jurídica cuya actividad produzca residuos (productor inicial de residuos) o cualquier persona que efectúe operaciones de tratamiento previo, de mezcla o de otro tipo, que ocasionen un cambio de naturaleza o de composición de esos residuos. En el caso de las mercancías retiradas por los servicios de control e

inspección en las instalaciones fronterizas se considerará productor de residuos al representante de la mercancía, o bien al importador o exportador de la misma.

- **Reciclado**: toda operación de valorización mediante la cual los materiales de residuos son transformados de nuevo en productos, materiales o sustancias, tanto si es con la finalidad original como con cualquier otra finalidad. No Incluye la valorización energética ni la transformación en materiales que se vayan a usar como combustibles o para operaciones de relleno.
- **Rechazo**: parte de los residuos resultante de la separación de determinadas fracciones en una operación de proceso, ya sea en la fase de tratamiento, en la de pretratamiento o en la fase final. El rechazo de una planta es la parte del residuo que resulta de las operaciones de la planta que tiene por destino la eliminación en el vertedero correspondiente o la valorización energética.
- **Recogida separada o selectiva**: la recogida en la que un flujo de residuos se mantiene por separado, según su tipo y naturaleza, para facilitar un tratamiento específico.
- **Recuperadores de residuos de envases y envases usados**: agentes económicos dedicados a la recogida, clasificación, almacenamiento, acondicionamiento y comercialización de residuos de envases para su reutilización, reciclado y otras formas de valorización.
- **Residuo de envase**: todo envase o material de envase del cual se desprenda su poseedor o tenga la obligación de desprenderse en virtud de las disposiciones en vigor.
- **Residuo**: cualquier sustancia u objeto que su poseedor deseche o tenga la intención o la obligación de desechar.
- **Residuos domésticos**: residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias.

  Se incluyen también en esta categoría los residuos que se generan en los hogares de aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria. Tendrán la consideración de residuos domésticos los residuos procedentes de limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, los animales domésticos muertos y los vehículos abandonados.
- **Reutilización**: cualquier operación mediante la cual productos o componentes de productos que no sean residuos se utilizan de nuevo con la misma finalidad para la que fueron concebidos.
- **Tratamiento**: las operaciones de valorización o eliminación, incluida la preparación anterior a la valorización o eliminación.
- **Valorización**: cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales, que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función en la instalación o en la economía en general. Conjunto de operaciones que suponen el aprovechamiento total o parcial de los residuos como producto, materia prima secundaria o fuente de energía.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Contexto Legislativo y Antecedentes

1.1.1. La legislación en Residuos de Envases

La Directiva 94/62/CE[5] relativa a los envases y residuos de envases obliga a los Estados miembros a tomar medidas preventivas contra la generación de residuos de envases, a fomentar sistemas de reutilización y a desarrollar sistemas de reciclado y valorización de envases, propiciando la reducción de la eliminación de este tipo de residuos. Posteriormente, en la Directiva 2004/12/CE, que amplía y modifica la anterior, se indica la necesidad de establecer sistemas de devolución, recogida y valorización para la gestión de los envases y residuos de envases en cada uno de los Estados miembros.

La Ley 11/1997 de envases y de residuos de envases (LERE), resultado de la transposición de la Directiva 94/62/CE a la legislación nacional, establece los primeros objetivos de reciclado a nivel nacional y determina que las empresas que ponen en el mercado productos envasados están obligadas a hacerse responsables financieros de la gestión de sus residuos de envases.

Posteriormente, y como consecuencia de la transposición a la normativa nacional de la Directiva 2008/98/CE, Directiva Marco de Residuos, nace la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, que, además de promover la implantación de medidas de prevención, reutilización y reciclado, aspira a aumentar la transparencia, la eficacia ambiental y económica de las actividades de gestión de residuos, impulsando la innovación como eje motor.

Dicho texto determina la obligación de establecer la recogida separada de residuos y profundiza sobre el establecimiento de un marco legal común para la aplicación de la responsabilidad ampliada del productor (RAP). Conforme a dicho marco, los sistemas de depósito, devolución y retorno (SDDR) serán de carácter voluntario[6], pudiéndose establecer de forma obligatoria para la reutilización de productos[7] o para garantizar el tratamiento de residuos si son de difícil valorización o eliminación, residuos cuyas características de peligrosidad determinen la necesidad del establecimiento de este sistema para garantizar su correcta gestión, o cuando no se cumplan los objetivos de gestión fijados en la normativa vigente. La implantación de dichos sistemas exige la realización de una evaluación previa de su viabilidad técnica y económica, de sus impactos ambientales y del correcto funcionamiento del mercado interior. Para el caso concreto de los envases y residuos de envases se establece, además, el nivel de cumplimiento

[5] Las citas completas de todas las disposiciones legales y estándares se encuentran en el apartado de bibliografía.

[6] Art. 31.3: La implantación de sistemas de depósito, devolución y retorno de residuos se establecerá con carácter voluntario, con el límite de los supuestos contemplados en el artículo 31.2.d).

[7] En la disposición final tercera de la Ley 22/2011 de residuos se establece que «*se podrán establecer reglas específicas para la implantación de sistemas de depósito para productos reutilizables y, en particular, para envases reutilizables de cervezas, bebidas refrescantes y aguas de bebida envasada*».

de los objetivos de reciclado establecidos por las directivas europeas para envases (Tabla 1.1), así como las expectativas viables de superarlos, teniendo en cuenta las posibilidades reales de su implantación por parte de las pequeñas y medianas empresas. El cumplimiento de las obligaciones definidas dentro de la RAP se podrá realizar de forma individual o colectiva. En España, son generalizados los Sistemas Colectivos de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP) administrados por Ecoembes y Ecovidrio.

Tabla 1.1. Objetivos vigentes de reciclado y valorización de residuos de envases.[8]

OBJETIVOS VIGENTES DE RECICLADO Y VALORIZACIÓN		
% Total de Reciclado		55-80%
% Total de Valorización		Min 60%
% por Materiales	Papel	Min 60%
	Vidrio	Min 60%
	Metales	Min 50%
	Plástico	Min 22,5%
	Madera	Min 15%

Siguiendo las directrices marcadas a nivel europeo, la Ley 22/2011 de residuos también establece, entre las obligaciones de las Administraciones Públicas, elaborar Planes de Gestión de Residuos Nacionales y Programas de Prevención. A través de dichos planes, se velará por la consecución de los objetivos que se establecen para el Horizonte 2020. Concretamente, cuando dice lo siguiente:

> *"Artículo 22. Objetivos específicos de preparación para la reutilización, reciclado y valorización.*
>
> *1. Con objeto de cumplir los objetivos de esta Ley y de avanzar hacia una sociedad del reciclado con un alto nivel de eficiencia de los recursos, el Gobierno y las autoridades competentes deberán adoptar las medidas necesarias a través de los planes y programas de gestión de residuos para garantizar que se logran los siguientes objetivos y, en su caso, los que se establezcan:*
>
> *a) Antes de 2020, 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, en conjunto, como mínimo, el 50% en peso."*

Asimismo, la UE estableció 4 métodos para calcular el porcentaje. En el caso del estado español, en la Ley 22/2011 de residuos, se optó por el denominado método 4, que incluye la totalidad de los residuos domésticos y comerciales.

El reciente Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos para el periodo 2016-2020, PEMAR, 2015, marca la orientación de la política de residuos en España para esta etapa, impulsando las

[8] Fuente: Real Decreto 252/2006.

medidas necesarias para mejorar las deficiencias detectadas y promoviendo actuaciones que proporcionen un mejor resultado ambiental y aseguren la consecución de los objetivos establecidos a nivel europeo.

Con referencia al flujo de residuos de envases, el PEMAR realiza un diagnóstico de la situación actual, destacando que "*en relación con los residuos de envases domésticos, prácticamente la totalidad de los envasadores cumplen con las obligaciones establecidas en la Ley en relación con los residuos de envases que generan sus productos, mediante la participación en sistemas colectivos de responsabilidad ampliada del productor (Ecoembes, Ecovidrio o SIGRE, según el tipo de envase), antes denominados Sistemas Integrados de Gestión (SIG), no habiéndose establecido prácticamente en ningún caso sistemas de depósito, devolución y retorno para envases domésticos*". Sin embargo, insiste en la necesidad de mejorar la información administrativa disponible de los distintos tipos de recogida (de ámbito privado y procedente de la fracción resto), tanto en cantidades como en su procedencia, así como en mejorar la calidad del material recogido para reducir la presencia de impropios. En este sentido, apuesta por la sensibilización ciudadana y por la recogida selectiva como factores determinantes para el aumento de la cantidad y la calidad de los residuos reciclados. Además, en su apartado de orientaciones, invita a estudiar la posible aplicación de la responsabilidad ampliada del productor en flujos de residuos en los que no está implantada y a analizar la posibilidad de la implantación de alternativas o sistemas complementarios para la recuperación de envases y residuos de envases, teniendo siempre en cuenta tanto su eficiencia como su viabilidad técnica, ambiental y económica, contando con la visión de todos los actores implicados en dichos modelos, alternativas o sistemas.

Paralelamente a esta publicación, la Comisión Europea ha adoptado recientemente un nuevo paquete de medidas para impulsar la transición de Europa hacia una economía circular, COM (2015) 0614, en el que se establece como línea prioritaria un plan de acción para los próximos años de revisión de toda la normativa europea relativa a residuos, donde se determinarán nuevos objetivos de reciclaje más ambiciosos.

Para clarificar el marco legal aplicable, en la Tabla 1.1 se establece una cronología con la legislación europea y nacional en materia de gestión de residuos, indicando si está actualmente vigente o derogada.

Desde el año 1994, la Unión Europea ha venido legislando con el objetivo de una mejora en la gestión de los residuos de envases. El objetivo es doble: disminuir la cantidad de recursos naturales utilizados en el envasado y disminuir el impacto ambiental asociado a los residuos de envases. Para ello, se define una jerarquía de estrategias (prevención, reutilización, reciclado de materiales, recuperación de energía y vertido) y diferentes opciones en cada estrategia (por ejemplo, SCRAP y SDDR para el reciclado).

La UE demanda una creciente exigencia en los niveles de cumplimiento de sus objetivos, cosa que obliga a replantearse estrategias y opciones. Este es el caso de una posible implantación de un SDDR para envases de un solo uso.

Tabla 1.1 Legislación en materia de gestión de residuos.

LEGISLACIÓN AMBITO EUROPEO		
Legislación o instrumento legal	Cronología	Estado de la disposición
Directiva 75/442/CEE de 15 de Julio de 1975 relativa a los residuos	1975	**Derogada** (Por Directiva 12/2006 de Residuos)
Directiva 91/156/CEE de 18 de marzo de 1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE relativa a los residuos.	1991	**Derogada** (Por Directiva 2006/12/CE de residuos)
Directiva 94/62/CE, de 20 de diciembre de 1994, relativa a los envases y residuos de envases.	1994	**Vigente** (Modificada por Directiva 2004/12/CE Directiva 2013/2/UE)
Directiva 2004/12/CE de 11 de febrero de 2004 por la que se modifica la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases.	2004	**Vigente**
Directiva 2008/98/CE de 19 de noviembre de 2008 sobre residuos. Directiva Marco de Residuos.	2008	**Vigente**
Directiva 2013/2/UE, de 7 de febrero de 2013 que modifica el anexo I de la Directiva 94/62/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a los envases y residuos de envases	2013	**Vigente**
LEGISLACIÓN AMBITO NACIONAL		
Legislación o instrumento legal	Cronología	Estado de la disposición
Ley 42/1975 de 19 de noviembre, sobre Desechos y Residuos Sólidos Urbanos.	1975	**Derogada** por la Ley 10/1998 sobre Residuos).
Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases.	1997	**Vigente** (Modificada por ORDEN MAM/3624/2006 y Ley 22/2011)
Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos.	1998	**Derogada** (Por Ley 22/2011 sobre Residuos y Suelos Contaminados)
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.	1998	**Vigente**
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 Envases y Residuos de Envases, y por el que se modifica el Reglamento para su ejecución, aprobado por el Real Decreto 782/1998.	2006	**Vigente**
ORDEN MAM/3624/2006, de 17 de noviembre, por la que se modifican el Anejo 1 del Reglamento para el desarrollo y ejecución de la Ley 11/1997, de 24 de abril, de envases y residuos de envases, aprobado por el Real Decreto 782/1998, de 30 de abril.	2006	**Vigente**

Directiva 2006/12/CE, de 5 de abril de 2006 relativa a los residuos.	2006	**Derogada** (Por la Directiva 2008/98/CE sobre Residuos)
Ley 22/2011, de 28 de julio de 2011 de Residuos y Suelos Contaminados.	2011	**Vigente (**Modificado por Real Decreto-ley 17/2012)
Real Decreto-ley 17/2012, de 4 de mayo, de medidas urgentes en materia de medio ambiente.	2012	**Vigente**
Resolución de 16 de noviembre de 2015, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 6 de noviembre de 2015, por el que se aprueba el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022.	2015	**Vigente**

1.1.2. El Análisis de Ciclo de Vida y la Gestión de Residuos

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es la metodología que todas las disposiciones, reglamentaciones y estándares recomiendan para una evaluación ambiental rigurosa, sobre todo cuando se trata de comparar alternativas.

La metodología del ACV se encuentra estandarizada por las normas internacionales ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 y, concretamente para el caso del ACV aplicado a los envases, existe un informe técnico europeo: el CEN/TR 13910:2009. Según ISO 14040:2006, el ACV es: Una técnica que permite evaluar los aspectos ambientales y los potenciales impactos asociados con un producto, proceso o actividad a través de:

- La recopilación de un inventario de entradas y salidas relevantes del sistema.
- La evaluación de los potenciales impactos ambientales generados.
- La interpretación de los resultados de las dos etapas anteriores.

Durante las últimas décadas, las políticas europeas están haciendo especial hincapié en la aplicación del enfoque de ciclo de vida como herramienta esencial en el ámbito de la gestión de residuos para establecer criterios objetivos en la toma de decisiones hacia un desarrollo sostenible (UE, 2004 Vagt, H., 2007).

En este sentido, el ACV se posiciona en este contexto como la metodología más apropiada para la evaluación de los impactos ambientales potenciales de los procesos y sistemas de gestión a lo largo de su ciclo de vida completo, “de la cuna a la tumba” (o incluso “de la cuna a la cuna”, lo que incluye de manera explícita la reutilización y/o el reciclado de materiales para dar origen a sistemas de productos de segunda generación) (UE-JRC, 2010a).

Para obtener materias primas del reciclado de residuos, es necesario recoger, transportar, clasificar y finalmente procesar los residuos generados por los consumidores. Desde un punto de vista ambiental, se pueden cuantificar los impactos producidos desde que el residuo de envase es generado por los consumidores hasta que finalmente es reciclado en las plantas de reciclaje. El ACV emerge, en este caso como una herramienta especialmente útil en el análisis

de diferentes alternativas de gestión, destacando las ventajas y desventajas de cada una de las opciones, y facilitando la toma de decisiones al distinguir la opción más preferible, evitando el peligro de transferir cargas ambientales (entre las diferentes zonas geográficas, etapas del ciclo de vida o categorías de impacto ambiental).

Para poder aprovechar todo el potencial del ACV en la planificación estratégica en materia de gestión de residuos, tal y como sugiere la **Estrategia Temática sobre Prevención y Reciclaje de Residuos de la UE** (Comunicación (2005)666), se ha de dotar a los decisores de información objetiva, datos científicos de calidad y fáciles de utilizar. Las opciones más sostenibles complementan la información ambiental con datos económicos e indicadores de carácter social, siempre bajo un enfoque de ciclo de vida.

La *European Platform on LCA* de la Comisión Europea (la Plataforma Europea de ACV) ha desarrollado el *ILCD Handbook* (UE-JRC, 2010b), que amplía/interpreta las normas ISO. Una de las revistas científicas en tecnología ambiental con mayor índice de impacto en el mundo, *Environmental Science and Technology* (ES&T), concluye en un editorial (LCA and Environmental Intelligence?, 2009) que el ACV es una metodología moderna y transparente que nos ayuda a tomar nuestras decisiones (ambientales) más cuidadosamente y recomienda su uso. Naciones Unidas sigue desarrollando diversos aspectos metodológicos y promueve su uso a través de la UNEP/SETAC *Life Cycle Initiative*[9]; y existe un foro específico para su aplicación a la gestión de residuos, el *International Expert Group on Life Cycle Assessment for Integrated Waste Management* (Thomas, B., 2005).

La política pública está gradualmente cambiando desde el "gobierno", entendido como jerárquico, con el Estado en la cúspide, hacia una situación de "gobernanza", más policéntrica, que incluya a las partes interesadas en el proceso de decisión y que contemple la complejidad social (Rhodes, R.A.W., 1997 Hooghe, L.; Marks, G., 2003). La gobernanza favorece el intercambio de información de calidad para orientar las políticas. Aquí, el ACV puede tomar un papel muy importante para reducir la presión ambiental basada en decisiones y actuaciones descentralizadas.

La Directiva 94/62/CE relativa a envases y residuos de envases, modificada por las Directivas 2004/12/CE y 2005/20/CE, y no alterada, sino reforzada, por las nuevas propuestas de la Comisión Europea, recomienda "*considerar los resultados de un análisis ambiental que adopte una visión integrada*", como la que aporta el ACV. El ACV proporciona información objetiva, completa y transparente sobre las diferentes tipologías de impactos potenciales generados por los sistemas de envasado y de gestión de sus residuos. De hecho, solo un ACV podrá cambiar las prioridades de la gestión de los residuos de envases que señala ya la Directiva 94/62/CE o la más reciente Ley 22/2011 de residuos:

> *"No obstante, si para conseguir el mejor resultado medioambiental global en determinados flujos de residuos fuera necesario apartarse de dicha jerarquía, se podrá adoptar un orden distinto de prioridades previa justificación por un enfoque de ciclo de vida sobre los impactos de la generación y gestión de esos residuos, teniendo en cuenta*

[9] www.lifecycleinitiative.org/

los principios generales de precaución y sostenibilidad en el ámbito de la protección medioambiental, viabilidad técnica y económica, protección de los recursos, así como el conjunto de impactos medioambientales sobre la salud humana, económicos y sociales, de acuerdo con los artículos 1 y 7.".

En referencia a los Estados miembros, la Directiva de Residuos 2008/98/EC, en las áreas geográficas donde la gestión de residuos se encuentra más cerca de los objetivos de sostenibilidad marcados por la UE, el ACV se usa normalmente para refinar cuestiones tecnológicas o estrategias de gestión, mientras que, en regiones más retrasadas, se usa para diseñar los sistemas de gestión para alcanzar dichos objetivos (Blengini et al, 2011). Tiene sentido pensar que España y sus CCAA se encuentran en el primer grupo.

Según la Comisión Europea[10]: *"… Refinar decisiones dentro de la jerarquía (de residuos) o fuera de ella, puede llevar a mejores resultados ambientales. La "mejor" opción es a menudo influenciada por condiciones locales específicas y es importante ir con cuidado, para evitar simplemente la transferencia de las cargas ambientales de un área a otra* (y añadimos, o de la esfera ambiental a la social o a la económica)*. Los responsables políticos y decisores deben basar sus decisiones en evidencias firmes. El ACV provee información científica rigurosa para asegurar que la opción con el mejor resultado para el medio ambiente se identifica y se implementa."* De hecho, ya en su Comunicación (2003)302, sobre Política Integrada de Producto, la Comisión Europea concluía que el ACV provee el mejor marco para la evaluación de los impactos ambientales de productos (y servicios).

La misma Ley 22/2011 de residuos también apunta al ACV como metodología básica para el eco-diseño de los productos: "*Diseñar productos de manera que a lo largo de todo su ciclo de vida se reduzca su impacto ambiental y la generación de residuos, tanto en su fabricación como en su uso posterior, y de manera que se asegure que la valorización y eliminación de los productos que se han convertido en residuos se desarrolle de conformidad con lo establecido en esta Ley.".* No sólo sobre evaluación y mejora (eco-diseño) sino también en comunicación ambiental, el ACV es la mejor herramienta para asegurar un contenido riguroso y relevante, como así lo avala que los tres tipos de comunicación ambiental de productos y servicios que ha estandarizado ISO en su serie 14030ss tengan al ACV como base de conocimiento.

Las huellas de carbono de producto y servicio (WRI, 2011), estandarizadas por la norma ISO 14067:2013, las Declaraciones Ambientales de Producto (DAP o EPD) estandarizadas a partir de la ISO 14025:2007 o las Ecoetiquetas Ambientales reguladas por la familia de normas ISO 14020 usan la metodología del ACV para obtener sus resultados. De la misma manera, la Comisión Europea ha lanzado la iniciativa de un "Mercado Único de Productos Verdes"[11] para mitigar la confusión que existe entre empresas y consumidores a la hora de emitir y recibir información ambiental de productos y servicios. Establece un único método para medir la bondad ambiental a lo largo del ciclo de vida de los productos: la "*huella ambiental de producto/servicio*". Esta huella ambiental consiste totalmente en un ACV adaptado a cada categoría de producto o

[10] http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/waste-waste-LCA-LCT.pdf

[11] http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/

servicio con unas reglas específicas (a modo de DAP) y con nuevas categorías de impacto ambiental. La Comisión Europea recomienda a los Estados Miembros el uso de estas metodologías y pone un gran esfuerzo, incluidos más de 20 proyectos piloto sectoriales, para desarrollar las reglas y buscar el consenso[12]. El mercado único de productos y servicios verdes se basa pues en el ACV, incluyendo los servicios de gestión de residuos, para evitar la confusión sobre información ambiental.

UNEP ha publicado recientemente un libro (Flanigan et al, 2013) sobre la importancia de usar la perspectiva de ciclo de vida en la evaluación ambiental de los envases en el sector agroalimentario. Una conclusión destacada del estudio atañe a la jerarquía de la gestión de residuos de envases. Según este documento, los ACV demuestran que esta jerarquía (que va dirigida a la disminución de la cantidad de residuos de envases) puede dar también una buena primera orientación en algunos casos específicos (monomateriales), pero indica que no es válida para las comparaciones sobre diseños de envases que utilicen materiales diferentes. Por ejemplo, la tasa óptima de reciclaje de un material, por encima de la cual las cargas ambientales asociadas a la recogida selectiva y a su procesado serán superiores al beneficio ambiental marginal del uso de material secundario, no será la más elevada, sino que dependerá de la logística de recogida y del impacto ambiental relativo de la producción del material virgen respecto al secundario.

Vistos estos antecedentes, por parte de la administración pública, para tomar decisiones que vayan a afectar seriamente a la gestión de residuos de envases, se consideran requerimientos esenciales:

- la utilización de la perspectiva de ciclo de vida y el ACV;
- el estudio de los tres ámbitos de la sostenibilidad (ambiental, social y económico);
- la consulta con las partes interesadas/afectadas por el cambio.

1.1.3. La implantación del SDDR dentro y fuera de Europa

En Europa, el origen de la implantación del SDDR para envases de un solo uso se sitúa en los países nórdicos, siendo Suecia el pionero en 1994 (*Returpack*). Luego, le siguieron Finlandia (Palpa), Noruega (*Norsk Resirk/Infinitum*) y Dinamarca (*Dansk Retursystem*). Dos factores comunes a la implantación del SDDR para envases de un solo uso en estos cuatro países fueron:

- el SDDR para envases de un solo uso se implanta sobre la base de un extendido SDDR para envases retornables, y

[12] http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_pilots.htm

- en el momento de la implantación del SDDR no existían otros modelos generalizados de recuperación de envases de un solo uso.

Según Aballe, (2012), representante de BCME[13] y defensor explícito del SCRAP: "Como resumen del conjunto de SDDR nórdicos, y haciendo la salvedad de que no todos los sistemas informan del mismo modo ni dan los mismos datos, puede decirse que recuperan entre el 80 y el 90% de los envases que están incluidos en el sistema, y que esas cantidades representan entre el 1 y el 5% de los envases usados que se generan en la región. Ninguno de estos sistemas recupera cartones de bebidas, el vidrio tampoco está incluido en todos ellos, pero todos recuperan latas de bebidas y envases de PET."

Alemania alcanzó muy altos porcentajes de reciclado de envases con la entrada en vigor de su ordenanza de envases, gracias al SCRAP gestionado por DSD[14], convirtiéndose en la referencia para el desarrollo en Europa de otros SCRAP, pero no consiguió mantener la cuota de envases retornables[15]. Para evitar el descenso de consumo de bebidas en envase retornable por debajo del 72% (Gerstmayr, B., 2012), Alemania decidió implantar en 2003 un SDDR obligatorio para determinados formatos de envases de un solo uso.

Los materiales de envase incluidos en el SDDR alemán de envases de un solo uso, fueron el vidrio, el acero, el aluminio y el PET. Los productos incluidos fueron las bebidas refrescantes con y sin gas, el agua, las cervezas, los zumos y algunas bebidas con componente alcohólica. No se incluyeron en el sistema ni vinos, ni licores, ni bebidas lácteas. La definición de "envases ecológicamente favorables" sirvió para excluir del SDDR al brik y a otros envases laminados multimateriales, sin que conste que dichas definiciones se basaran en estudio alguno de ACV[16]. Estos aspectos se describen en la quinta enmienda de la ordenanza alemana de envases (Verpackungsverordnung, 2008). Este sistema sufrió diversos cambios de estructura desde 2003 hasta 2006 en que se constituyó el sistema DPG (Deutsche Pfandsystem GmbH es la empresa gestora del SDDR para envases de un solo uso alemán), conviviendo ambos sistemas desde entonces.

Tras su implantación en Alemania en 2003, el SDDR se impuso también en Croacia (2005), Estonia (2004) y recientemente (marzo 2016) en Lituania. Por otro lado, los gobiernos de países como Francia (RDC Environment, 2008), Reino Unido (DEFRA, 2011), República Checa (IREAS, 2006; Universidad de Praga, 2008), Irlanda (Trinity, 2013) y Bélgica (Walloon Study, 2011; Flemish Study, 2015) encargaron estudios (fundamentalmente técnicos y económicos) para

[13] Beverage Can Makers Europe, actualmente Metal Packaging Europe (http://www.metalpackagingeurope.org/)

[14] DSD: Duales System Deutschland (Sistema Dual Alemania).

[15] Según datos recientes de la Agencia Federal de Medio Ambiente alemana (UBA), este objetivo parece que no se ha conseguido (UBA y GVM, 2015)

[16] Es una reclamación recurrente de esta Cátedra UNESCO y de la comunidad científica de ACV que no se consideren materiales de envase buenos o malos, ambientalmente hablando, sino que se compare su uso en aplicaciones concretas. Para determinadas aplicaciones, un material puede ser preferible (por ejemplo, porque conserva mejor el producto y éste contiene la mayor parte del impacto) y en otras puede ser preferible otro material (porque es más liviano y el transporte es la fase más relevante).

analizar la idoneidad de imponer un SDDR sobre los envases de un solo uso de bebidas y todos ellos rechazaron tal medida.

Sin ningún ánimo de realizar una revisión profunda, cabe decir que fuera de Europa, por ejemplo, Canadá, Estados Unidos y Australia son países que carecen de sistemas generalizados de recuperación de residuos de envases similares a los europeos. En ellos, la competencia sobre la recogida y tratamiento de los residuos no siempre recae sobre la administración pública, sino sobre empresas privadas especializadas en la recogida y tratamiento. Aunque no todos los países reportan la información de la misma manera siendo difícil establecer comparaciones (por ejemplo EEUU ofrece tasas por materiales y no específicamente por envases y cada estado las calcula a su manera), la tasa de reciclado total de botellas de PET en Estados Unidos alcanzó el 30,1% en 2015 (NAPCOR y APR, 2015. Por ejemplo, en Ontario la tasa total de envases reciclados reportada fue de 62,8% en 2015 (Ontario Stewarship), el 62% en Quebec en 2014 (EEQ, 2015) y el 61,3% en Australia en 2015 (APC, 2015). Algunos estados o provincias de estos países iniciaron el reciclado de residuos implantando lo que se conoce como "*bottle bill*[17](Bottle bill, 2015): un SDDR obligatorio para algunos envases de determinadas bebidas. En algunos de ellos, estos SDDR todavía constituyen el único sistema de recuperación de residuos de envases en funcionamiento, por lo que su implantación no supuso ningún efecto en sistemas de recuperación de envases preexistentes.

En el Anexo 8.7 se presentan tablas con las tasas de retorno de diferentes países o estados de Estados Unidos, Canadá, Australia y Europa.

En la UE, para envases de un solo uso:

- 14 países se han planteado ya la introducción de un SDDR, de los cuales 8 lo han implantado y 6 no lo han hecho;

1.1.4. La implantación del SDDR en España

Desde el año 1997, la LERE estableció -para los envases domésticos de un solo uso- el principio de la Responsabilidad del Productor, permitiendo a éste optar entre dos modelos de gestión: la adhesión a un Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP) o la articulación de un Sistema de Depósito, Devolución y Retorno (SDDR). Desde entonces, los envasadores vienen cumpliendo con sus obligaciones respecto a los residuos de envases de ámbito doméstico a través de su participación en SCRAPs. Ningún envasador ha establecido voluntariamente un SDDR para gestionar residuos de envases domésticos de un solo uso en el territorio nacional.

[17] http://www.bottlebill.org/

Como se ha mencionado anteriormente, el PEMAR sitúa la consecución de un 50% en peso de tasa de reciclado y preparación para la reutilización de los residuos domésticos y comerciales como el reto más importante a conseguir en la gestión de los residuos española. El último porcentaje de reciclado de residuos domésticos y comerciales publicado por Eurostat, correspondiente al año 2015, es de un 33%, frente a una media europea de un 45% (Eurostat, 2016)[18].

Esta distancia respecto al promedio europeo es mucho menor en el caso del reciclado de los residuos de envases en el que, como se puede ver en la Figura 1.1, también de Eurostat, el reciclado en España supera ligeramente la media europea y está por encima de la mayoría de países, incluso algunos con gran tradición ambiental y/o con SDDR implantados como Austria, Dinamarca o Noruega.

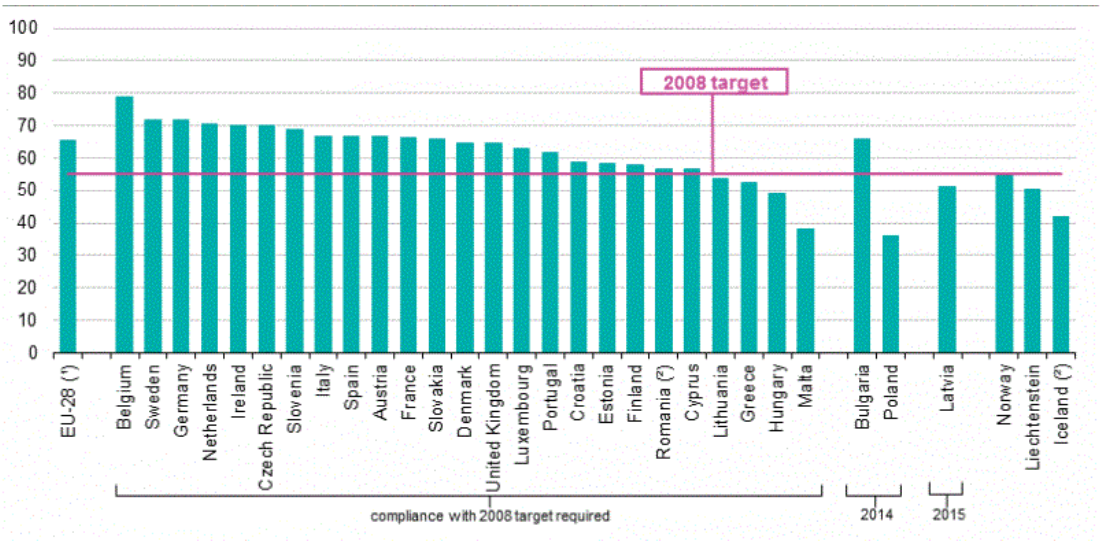


Figura 1.1 Tasa de reciclado para el conjunto de los envases en Europa en 2013. [19]

Son muchas las propuestas que se debaten en España para que la gestión de residuos afronte con éxito los retos de este exigente futuro. Dado que el plazo y los recursos son limitados, y que una implantación a gran escala tiene consecuencias sociales, ambientales y económicas, antes de tomar decisiones, será necesario realizar un minucioso análisis coste/beneficio de cada una de las opciones.

Algunos interlocutores han situado entre sus propuestas la de implantar obligatoriamente un SDDR para el reciclado de los envases de un solo uso de determinadas bebidas. En este sentido, ha sido especialmente activa la Plataforma Retorna, quien ha promovido diversos estudios y,

18 http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&plugin=1&pcode=t2020_rt120&language=en

19 Fuente: Eurostat, http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Recycling_rate_for_all_packaging,_2013_nw.png

por su elevada actividad y la incorporación en la plataforma de diferentes organizaciones afines al SDDR, podría decirse que ha liderado las actuaciones pro SDDR frente a las administraciones públicas competentes. A continuación, se presenta un listado exhaustivo de estudios acabados o en ejecución, aportando la información conseguida sobre las entidades que los han desarrollado y promovido.

Entre los estudios promovidos por Retorna, cabe destacar:

- INÈDIT, 2011. Estudio de tipo ambiental encargado por Retorna y desarrollado por INEDIT.
- ISTAS, 2011. Estudio de tipo laboral encargado por Retorna y desarrollado por ISTAS.
- Inclam, 2012. Estudio de tipo ambiental encargado por Retorna y desarrollado por Inclam.
- Eunomia, 2012. Estudio de tipo económico encargado por Retorna y desarrollado por Eunomia.

Las organizaciones que gestionan los actuales SCRAP también han realizado estudios:

- Sismega, 2011. Estudio de tipo económico, ambiental y de gestión encargado por Ecoembes y desarrollado por Sismega.
- Institut Cerdà, 2012. Estudio económico y ambiental encargado por Ecovidrio y desarrollado por el Institut Cerdà.

Igualmente, lo han hecho otras organizaciones que representan a diferentes partes interesadas:

- ISR, 2009. Estudio de tipo operativo realizado por el Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos a iniciativa de su Patronato.
- UCE, 2011. Estudio de tipo bibliográfico realizado por la Unión de Consumidores de España por iniciativa propia.
- Tecnoma, 2013. Estudio de tipo logístico, económico y de gestión encargado por la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP) y desarrollado por Tecnoma.
- PES, 2016a; PES, 2016b. Estudios de tipo económico encargados por la Plataforma Envase y Sociedad (PES) y desarrollados por Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (para Canarias; PES, 2016a) y por la Universidad de Alicante (para la Comunitat Valenciana, PES, 2016b), usando una metodología desarrollada por la Universidad de Alcalá de Henares, y la Universidad Politécnica de Madrid a través de la Cátedra Ecoembes para el caso nacional (PES, 2015).

Por último, se conocen 4 nuevas iniciativas, que se están llevando a cabo en 2016-2017:

- ENT, 2016. Estudio de viabilidad técnica, ambiental y económico encargado por la Generalitat de Catalunya y desarrollado por la Fundación ENT.

- ESCI-UPF, 2016. Estudio de tipo ambiental, social y económico encargado por los promotores señalados al principio de este documento[20] y desarrollado por ESCI-UPF.
- Institut Cerdà, 2016. Estudio de tipo operativo, ambiental y económico encargado por el Govern de les Illes Balears y desarrollado por el Institut Cerdà.
- NOVOTEC, 2016. Estudio de tipo ambiental, social y económico encargado por la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP), (pliego de condiciones FEMP, 2016) y desarrollado por NOVOTEC, tras concurso público.
- Además de la Generalitat de Catalunya y del Govern de les Illes Balears, un tercer gobierno autonómico ha expresado su interés en implantar un SDDR, la Generalitat Valenciana, aunque se desconoce si ha encargado algún estudio independiente de evaluación de su viabilidad, ya que no se ha encontrado públicamente.

En el Proyecto ARIADNA no se ha realizado una revisión crítica sobre los estudios publicados, aunque sería interesante ver cómo unos y otros toman diferentes hipótesis metodológicas o datos de partida, y ver si la contundencia de las conclusiones es inversamente proporcional a la incertidumbre de los datos usados.

Es importante recordar que la Corte de Justicia de la UE advierte a los estados miembros que deseen imponer obligatoriamente sistemas de depósito que deben justificar estrictamente la necesidad de hacerlo, así como su idoneidad y proporcionalidad, asegurando un balance entre los objetivos ambientales y las necesidades del mercado interno (Comunicación 2009/C 107/01, 2009). También el artículo 21.2 de la Ley 22/2011 de residuos señala que, para fomentar la prevención y promover la reutilización y el reciclado de alta calidad de envases y residuos de envases de vidrio, plástico y metal, se podrán adoptar, entre otras, medidas destinadas a facilitar el establecimiento de sistemas de depósito, devolución y retorno. Como se ha avanzado en el Apartado 1.1.1., textualmente indica que "***se tendrá en cuenta la viabilidad técnica y económica de estos sistemas, el conjunto de impactos ambientales, sociales y sobre la salud humana, y respetando la necesidad de garantizar el correcto funcionamiento del mercado interior. El Gobierno remitirá a las Cortes Generales los informes preceptivos de viabilidad técnica, ambiental y económica que se realicen con carácter previo a la implantación de un sistema de depósito devolución y retorno***". En su artículo 30.3 también señala que "*El establecimiento de estas medidas se llevará a cabo mediante real decreto aprobado por el Consejo de Ministros****, teniendo en cuenta su viabilidad técnica y económica, el conjunto de impactos ambientales, sociales y sobre la salud****.*"

Parece pues necesario que, para valorar una potencial implantación a nivel nacional de un SDDR obligatorio para determinados envases, especialmente cuando ya existe un sistema consolidado

[20] ANAREVI (Agrupación Nacional de Reciclado de Vidrio), ANEABE (Asociación Nacional de Empresas de Aguas y Bebidas Envasadas), ANEP (Asociación Nacional del Envase de PET), ANFABRA (Asociación Nacional de Fabricantes de Bebidas Refrescantes), ANGED (Asociación Nacional de Grandes Empresas de Distribución), CERVECEROS DE ESPAÑA, ECOACERO (Asociación Ecológica para el Reciclado de la Hojalata), ECOEMBES (Ecoembalajes España), ECOVIDRIO, FIAB (Federación de Industrias de Alimentación y Bebidas), TETRA PAK HISPANIA, SA.

y generalizado de recogida selectiva de envases, se realice un profundo y detallado estudio que garantice la idoneidad de dicha medida en los diferentes ámbitos, técnico, social, ambiental y económico, tanto por motivos legales como por buena praxis. Como también se ha apuntado anteriormente, es imprescindible el uso del ACV para la evaluación ambiental, ya que garantiza tener en cuenta "***el conjunto de impactos ambientales***". Debido a las consecuencias que supone implantar un sistema nuevo a gran escala, antes de una toma de decisiones que difícilmente tendría marcha atrás, es importante comparar las potenciales ventajas e inconvenientes de la implantación de un SDDR respecto de la situación actual, por la gran inversión que, como se verá en este estudio, supone.

1.2. Tipo y formato de los informes desarrollados en el Proyecto

A continuación, se listan los documentos desarrollados en el marco del proyecto:

- **Documento del estudio completo:** Este documento incluye el máximo nivel de detalle de los datos de partida utilizados y de cómo se han realizado los cálculos. Puesto que incluye información sensible de los promotores del estudio, algunas cifras han sido consideradas confidenciales y se encuentran marcadas de la siguiente manera "XXX".
- **Anexo confidencial:** Contiene al detalle las cifras consideradas confidenciales. Este documento quedará restringido a los revisores críticos del estudio y de análisis de incertidumbre, o a otros agentes que se considere que puedan tener acceso al mismo. En ningún caso será un documento público abierto.
- **Documento para comunicación a prensa:** Este documento está destinado a la prensa y describe de forma sintética (unas 25-30 páginas) al equipo de trabajo que ha realizado el estudio, la metodología de trabajo y los principales resultados y conclusiones obtenidos.
- **Informe de revisión crítica:** Este informe recoge los comentarios de los revisores críticos de los estudios económico, ambiental y social. En todos los casos, se especifica si éstos han sido introducidos en el análisis y en el estudio completo o no y, en caso de que no se hayan incorporado, se argumentan las razones para la no consideración.
- **Informe de análisis de incertidumbre:** Este informe recoge los comentarios y los resultados del análisis del experto en incertidumbre de los datos. El objetivo del análisis es el de analizar cuán fiables son los resultados obtenidos a partir de la calidad de la información disponible tanto para la parte ambiental, económica como social.

2. BREVE DESCRIPCIÓN DEL SCRAP Y DEL SDDR

A continuación, se describen las dos alternativas de gestión de residuos de envases domésticos de un solo uso definidas por la LERE, entre las que los responsables de la puesta en el mercado de los productos envasados pueden elegir voluntariamente. Ambos sistemas coexistirán, a no ser que todos los responsables decidan escoger el mismo. Éste es el caso en España, país en el que todos los productores han optado unánimemente por adscribirse a un SCRAP.

2.1. Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP)

El **Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP)**, más conocido como Sistema Integrado de Gestión o SIG, es la alternativa de gestión en la que los responsables de la puesta en el mercado de los productos envasados se adhieren a una organización sin ánimo de lucro, que se encargará de financiar la recogida, selección y tratamiento de los residuos en cuestión, colaborando técnicamente con la administración local y autonómica para conseguir la eficiencia de los procesos. Así mismo, los SCRAPs fomentan el ecodiseño entre los productores, al objeto de mejorar el impacto ambiental de los envases que ponen en el mercado[21].

El reparto competencial español establece que la competencia exclusiva de la gestión de los residuos municipales es de los entes locales (Ley 22/2011 de residuos). Se trata, por tanto, de **un modelo de colaboración público-privado,** ya que utiliza fondos provenientes del sector privado para financiar una tarea, la gestión de residuos, realizada por las administraciones públicas en su mayor parte.

Otra característica definitoria de los SCRAP de envases en España es su **carácter universal**. Buscan una eficiente gestión de todos los tipos de envases y embalajes domésticos, en todos los territorios. **Engloba a todas las CCAA, todos los materiales y todos los tipos de envase doméstico, los más valiosos y los menos, los más fácilmente reciclables y los más difíciles, los más grandes y los más pequeños**.

Los SCRAP de envases objeto de este estudio destinan sus recursos a las siguientes áreas de actividad principal[22]:

- Fomento del eco-diseño y la prevención de la generación de envases, realizando planes sectoriales de prevención de residuos de envases y facilitando herramientas y servicios gratuitos a las empresas envasadoras para mejorar ambientalmente sus envases.

[21] Información aportada por Ecoembes, miembro del PPI.

[22] Informes anuales de actividades: Ecoembes. (https://www.ecoembes.com/sites/default/files/resumen-ejecutivo-2015.pdf) y Ecovidrio (http://ecovidrio.es/getattachment/conocenos/memorias-e-informes/memorias/MemoriasDesc/2015/Informe-de-Sostenibilidad-Ecovidrio-2015-VF.pdf.aspx?ext=.pdf)

- Financiación del extra coste que la recogida selectiva de los envases domésticos les supone a los entes locales y asesoramiento técnico para mejorar la eficiencia y la calidad del servicio. Opcionalmente, Ecovidrio ofrece la posibilidad de sustituir dicha financiación por la gestión directa de la recogida selectiva de envases de vidrio, con unos niveles de servicio predefinidos.
- Apoyo económico y técnico para fomentar la realización de recogidas selectivas de envases domésticos en lugares donde no interviene la gestión municipal pero sí la privada (aeropuertos, recintos deportivos, festivales musicales, centros penitenciarios, comedores, hospitales, etc.).
- Apoyo económico y técnico a los entes locales para la recuperación de residuos de envases domésticos del flujo de basura en masa, a través de las plantas de tratamiento de la fracción resto.
- Promover, en colaboración con administraciones públicas y colectivos sociales, programas de sensibilización y educación que activen la participación del ciudadano y de sectores profesionales relevantes, como hosteleros y comerciantes.

Todas estas vías de recuperación se incluyen en el presente estudio.

Tal como señala el anexo del Real Decreto 782/1998 en su art.10.2.b), el SCRAP puede utilizar los materiales recuperados para obtener recursos económicos. Al no ser suficiente la venta de los materiales recuperados para cubrir íntegramente los costes de la gestión de los residuos de envases, se recauda de los productores de los productos adheridos al sistema una determinada cantidad económica en función del material y cantidad de envases que ponen en el mercado (el conocido Punto Verde). Gracias a este ingreso adicional se alcanza el equilibrio financiero (ver Figura 2.1).

El símbolo, el conocido “Punto Verde”, visible en todos los envases adheridos a los SCRAP de Ecoembes y Ecovidrio, es un sello que indica que la empresa responsable de dicho producto envasado cumple la legislación mediante su adhesión al sistema y contribuye financieramente a su sostenimiento.

En la actualidad, todos los residuos de envases domésticos de un solo uso que cumplen sus obligaciones legales en España lo hacen voluntariamente mediante este sistema de gestión. En España coexisten diferentes SCRAP según el tipo de material de los residuos gestionados:

- ECOEMBES: para los **envases ligeros** (envases de plástico, metálicos, briks y de madera) **y de papel-cartón.**
- ECOVIDRIO: para los **envases de vidrio**.

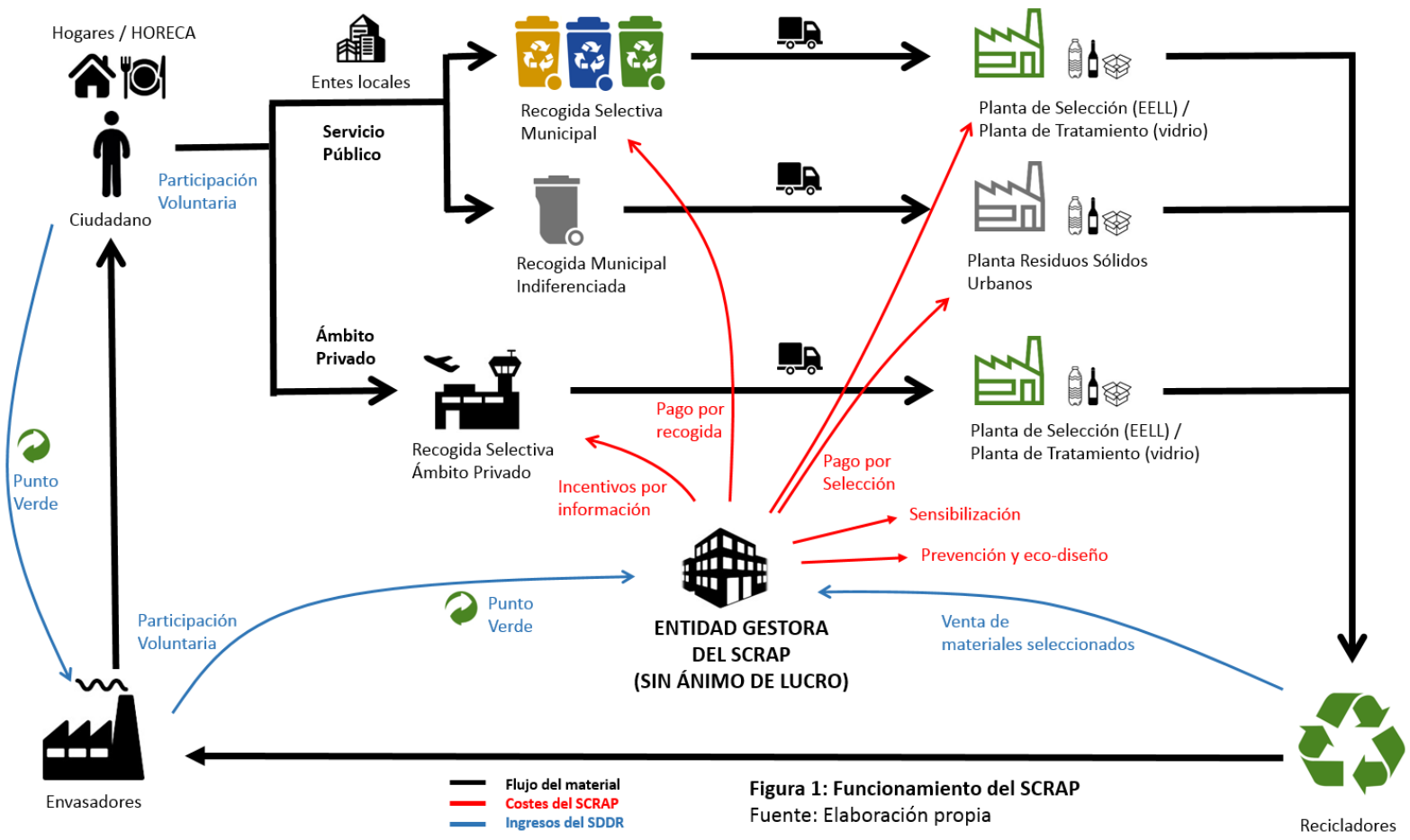


Figura 2.1 **Funcionamiento del SCRAP**[23]**.**

[23] Elaboración propia a partir de ECOEMBES www.ecoembes.com/es. Última consulta: 27/01/2016.

2.2. Sistema de Depósito, Devolución y Retorno (SDDR)

El **Sistema de Depósito, Devolución y Retorno (SDDR)** para envases de un solo uso (no reutilizables) es una alternativa de gestión en la que los responsables de la puesta en el mercado de los productos envasados cobran, en concepto de depósito, a sus sucesivos clientes hasta el consumidor final, una cantidad por cada envase sometido. Dicho depósito será devuelto íntegramente al consumidor, siempre y cuando devuelva los residuos de envases en perfectas condiciones de identificación (y sin aplastar) en establecimientos comerciales, desde donde deben ser gestionados para su posterior reciclaje. Los puntos de venta han de hacerse cargo de la aceptación de los residuos de envases, para lo cual pueden hacerlo de forma manual o mediante máquinas específicas. Los envases sometidos a SDDR deben estar marcados con un símbolo distintivo y con un código de barras que permita identificarlos y gestionarlos.

Respecto a la participación, el sistema podría ser voluntario u obligatorio. En cuanto a su ámbito de aplicación, podría ser universal o sobre unos tipos de envases específicos. Es muy importante no confundir estos términos.

El SDDR estudiado en este proyecto sería obligatorio y tendría por finalidad el reciclado material –no la reutilización- de determinados residuos de envases de bebidas de un solo uso.

No todos los residuos de envases son susceptibles de funcionar bajo este SDDR por lo que su ámbito de aplicación siempre es restringido. Ello hace que su implementación se plantee en paralelo a la gestión del resto de envases excluidos, que seguirían gestionándose a través del SCRAP.

El SDDR obligatorio requeriría un desarrollo legislativo que estableciera, primero, su obligatoriedad a nivel nacional y, segundo, las tareas a realizar por cada una de las partes. Hay, básicamente, dos fórmulas de funcionamiento de un SDDR:

- La que establece la existencia de una entidad gestora (generalmente sin ánimo de lucro), que centraliza los cobros y los pagos a realizar a las partes involucradas, asumiendo el coste neto de la actividad y transmitiéndolo a los responsables de la puesta en el mercado de los productos sometidos a depósito (generalmente envasadores e importadores) a través de unas “tasas administrativas”. Esta es la fórmula que opera en los países nórdicos.
- La que establece una entidad gestora que únicamente define el marco de relación entre las partes involucradas, los requisitos del etiquetado y otras cuestiones de contorno, de manera que son las relaciones bilaterales entre cada eslabón de la cadena de valor las que determinan los flujos económicos.

Para facilitar el análisis, el presente estudio se plantea siguiendo la primera fórmula, de manera que las principales obligaciones de cada una de las partes serían las siguientes (ver Figura 2.2):

- **Los envasadores** e importadores que pongan en el mercado nacional productos cuyos envases estén incluidos en el ámbito material del SDDR, como ya se ha comentado, no tendrían la opción de adherirlos a un SIG. Deberían identificarlos convenientemente y cobrar a los distribuidores el importe del depósito que se

estableciera por cada envase que pusieran en el mercado y transferirlo al operador del SDDR.

- **Los puntos de venta**:
    - Recuperarían el importe del depósito mediante su repercusión en el momento de la venta del producto al ciudadano.
    - Además, tendrían la obligación de aceptar los envases que los ciudadanos devolviesen a su establecimiento y la de restituirles el importe del depósito. Esto incluiría el reconocimiento de los residuos de envases sometidos, su acumulación y custodia. Los establecimientos pueden optar por realizar estas tareas manualmente o mediante máquinas de *Reverse Vending* (RVM). El material que se recupere a través de establecimientos manuales ha de ser transportado intacto y sin compactar a unas plantas de conteo (donde se procederá a su identificación y la preparación del material para su envío a reciclador). El material recuperado a través de establecimientos automatizados ha de ser enviado a unas plantas de pretratamiento que lo adecuarán a las especificaciones técnicas de los recicladores finales.
    - Asimismo, deberían entregar los residuos de envases a un recuperador o reciclador autorizado en determinadas condiciones para que éste lo reintrodujera en el ciclo productivo para su reciclado.
- **Los ciudadanos**:
    - Al comprar/consumir los productos envasados adelantarían el importe de la fianza. Dicha fianza aumenta la presión sobre el ciudadano para que participe de manera más activa. Cuanto mayor es su importe, mayor presión se aplica sobre el ciudadano para que entregue el residuo de envase sometido, ya que el perjuicio económico, si no lo hace, es mayor.
    - Al consumir los productos sometidos, deberán separar los residuos de envases SDDR para llevarlos a un punto de venta, vacíos, sin aplastar y con la etiqueta en perfecto estado, durante el horario de apertura de éste. Deberán también seguir separando, del resto de residuos, el resto de envases no SDDR (SCRAP), para llevarlos a los contenedores municipales.
    - Al devolver el residuo de envase en el punto de venta, y sólo después de que éste reconozca el envase entregado, el ciudadano recuperaría el importe de la fianza pagada durante el proceso de compra.
- ***"El operador del sistema** es el encargado de la gestión financiera del mismo, realizando la compensación económica entre los agentes que intervienen en el ciclo. Además, se encarga de financiar la logística de los envases, la correcta recuperación de los materiales y controlar el flujo económico y de datos entre los diferentes agentes privados que intervienen"*[24].

[24] www.retorna.org/es/elsddr/propuesta.html

Es decir, el operador del SDDR se encargaría de:

- Gestionar tres flujos principales de información:
  - Las ventas que realizan los envasadores e importadores
  - Los envases que cada establecimiento automatizado recibe de los ciudadanos.
  - Los envases que la planta de conteo recibe de cada establecimiento manual.
- Gestionar dos flujos económicos:
  - Depósitos: Recibir de los envasadores los depósitos de los envases vendidos y restituir a los comercios (con máquina y manuales) los depósitos de los envases devueltos a los ciudadanos.
  - Costes: Pagar a los diferentes agentes implicados los costes en que incurren durante la gestión del material recuperado.[25] La determinación de estos costes constituye uno de los objetivos principales de este estudio.
- Realizar campañas de formación y de comunicación para dar a conocer a los ciudadanos y a los comercios sus respectivas obligaciones, así como asesorar respecto a su adecuado cumplimiento.

El sistema se financiaría mediante varias vías:

- la venta de los materiales recuperados;
- las fianzas de los envases que no son devueltos por el consumidor al punto de venta; y
- unas tasas administrativas que se pagarían por cada envase puesto en el mercado, en primera instancia por las empresas envasadoras y en segunda instancia por el consumidor final (como sucede en el SCRAP actual a través del punto verde).[26]

[25] De la misma manera como se ha apuntado anteriormente para el SCRAP, en el que el punto verde complementa los ingresos para pagar a las AAPP, el sobrecoste de la gestión de los residuos de envases.

[26] La naturaleza obligatoria del SDDR hace que dichas tasas administrativas (que pagarían los envasadores al gestor del SDDR por cada envase puesto en el mercado) funcionen de forma análoga a un tributo indirecto. Ningún producto de los sometidos podrá eximirse de su pago, todas las empresas que produzcan o importen esos productos tendrán que soportar la carga económica correspondiente a dicha tasa, que podrán transferir al precio del producto y al consumidor dependiendo en cada caso de la elasticidad precio de la demanda del producto. Este aspecto ha sido ya mencionado en diversos estudios previos, como el realizado por Berger, R., 2007, cuando dice "enseguida dicha carga termina siendo interiorizada en el precio del producto y cubierta por el consumidor". Al respecto hay que tener en cuenta que la demanda del consumidor es perfectamente inelástica.

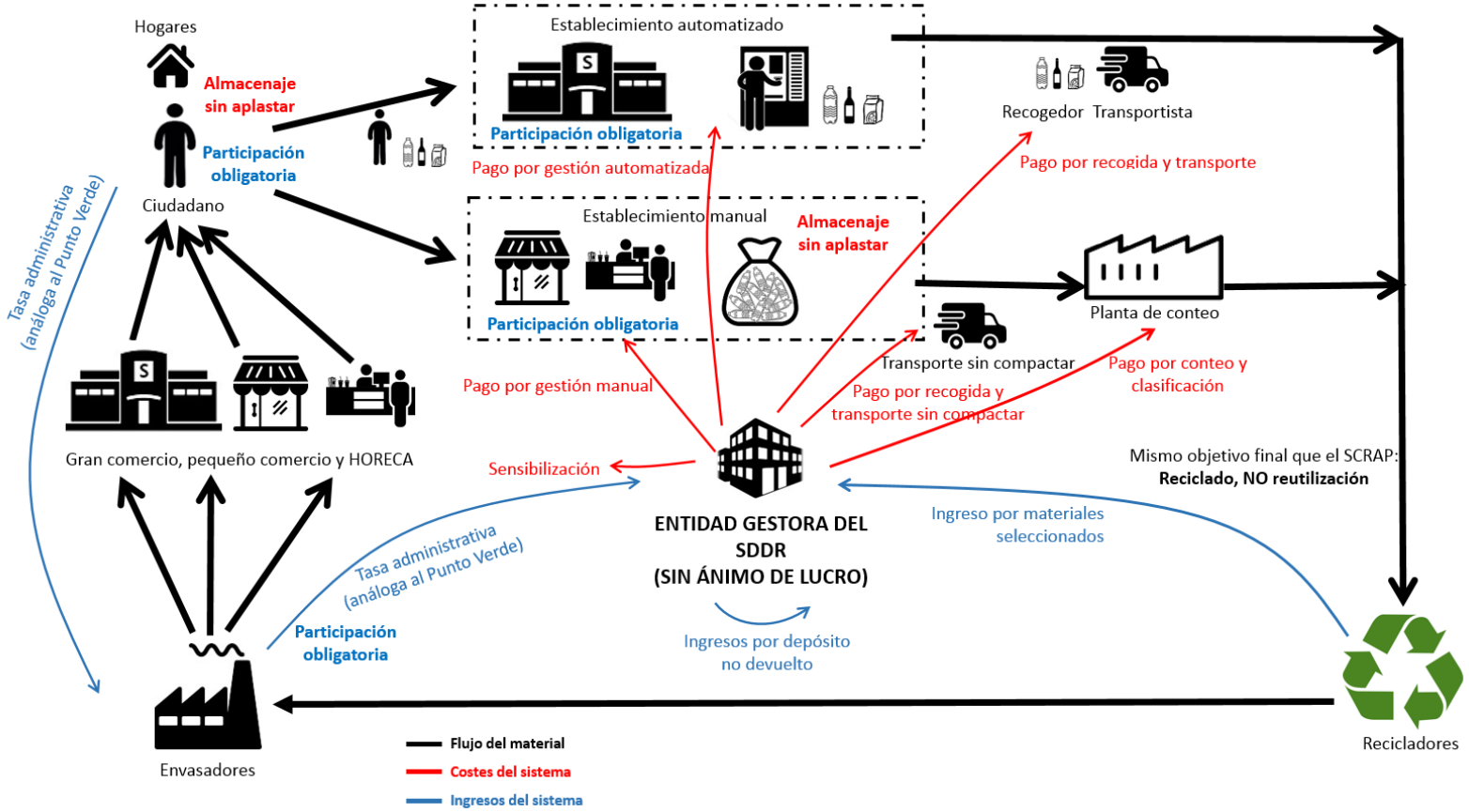


Figura 2.2 Funcionamiento de un SDDR (en establecimientos automatizados y manuales).[27]

[27] Elaboración propia a partir de UCE, 2011.

3. METODOLOGÍAS DE ANÁLISIS

El presente estudio tiene una perspectiva integral, abordando las tres dimensiones de la sostenibilidad: social, ambiental y económica.

NOTA IMPORTANTE. Los cálculos realizados en este estudio se han efectuado con todas las cifras que permite el software a partir de los datos de origen. En las tablas de resultados, los valores aparecen redondeados con diferentes cifras significativas, por lo que algunas sumas pueden diferir en la última cifra mostrada.

3.1. Análisis Ambiental: Análisis de Ciclo de Vida

El análisis ambiental se llevará a cabo mediante un ACV comparativo y se realizará estrictamente siguiendo los requisitos de las normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, que describen los principios y la estructura para dirigir y presentar estudios de ACV e incluyen los requisitos mínimos que deben cumplir, haciendo hincapié en aquellos estudios que conllevan aseveraciones comparativas. En un sentido estricto, el estudio de ACV realizado es de tipo atribucional, pero se han incluido todos los posibles efectos rebotes que se pudieran ocasionar por la incorporación del SDDR para ayudar en la toma de decisiones y acercarlo más a un ACV consecuencial.

La **norma internacional** ISO 14040 (1997) define el ACV como "*una técnica para determinar los aspectos ambientales y los impactos potenciales asociados a un producto: compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos potenciales asociados a estas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación a los objetivos del estudio*". Se estudian varias categorías de impacto ambiental, tales como: calentamiento global (huella de carbono), acidificación, uso de recursos naturales, eutrofización, etc.

El estudio de ACV permitirá evaluar, desde un punto de vista ambiental y en todas las etapas del ciclo de vida, los impactos que supondría la incorporación de un SDDR para algunos envases en la gestión de los residuos, teniendo en cuenta que coexistiría con un SCRAP que gestionaría los envases excluidos del SDDR. Para ello, el ACV permite llevar a cabo el análisis de los impactos ambientales generados a lo largo del ciclo de vida de los sistemas de gestión, ofreciendo resultados tanto en la utilización de recursos como en emisiones al medio ambiente.

El plan de trabajo del proyecto, de acuerdo con la norma ISO 14040:2006, consta de las siguientes etapas:

- Planteamiento de objetivos y alcance, donde se establece la finalidad del estudio, los límites del sistema a evaluar, el requerimiento de datos necesarios y otras hipótesis.

- Análisis del inventario, donde se cuantifican todos los flujos de energía y de materiales que entran y salen del sistema durante su ciclo de vida.

- Evaluación de los impactos ambientales derivados de los flujos de energía y materiales recopilados en el inventario, clasificados según sus potenciales efectos ambientales.

- Interpretación de ciclo de vida, donde se analizan los resultados de las fases precedentes de acuerdo con los objetivos del estudio para establecer las conclusiones y recomendaciones finales. Así mismo, se realizan análisis sobre el sistema y sus variables principales, de incertidumbre, sensibilidad, significancia, de escenarios, etc.

- Redacción del informe, que debe contener toda la información anteriormente descrita de una forma clara y concisa, además de todas las decisiones tomadas durante la evolución del estudio, así como contener las conclusiones y recomendaciones finales.

- Revisión crítica, requisito establecido por la norma en casos de estudio que contengan aseveraciones comparativas y que, en el presente estudio, se realizará por partida doble: por parte de un Panel de Partes Interesadas a lo largo del proyecto y por parte de un Panel de Revisores Expertos al final del estudio. En paralelo a la revisión por expertos, los resultados se llevarán a exposición pública para ampliar la revisión de los mismos.

3.2. Análisis Económico: Contabilidad de Costes

El objetivo del **estudio económico** es llevar a cabo, previo dimensionamiento del sistema, un estudio de costes comparativo de los sistemas de recogida que se analizan en el proyecto ARIADNA: SCRAP por un lado y SDDR+SCRAP reducido por otro. El análisis de costes se iniciará con una revisión de la literatura relevante sobre este tipo de sistemas, y se realizará siguiendo el mismo esquema de actividades que en la parte ambiental. Incluirá dos grandes bloques, uno para cada sistema de recogida:

- SCRAP. Análisis del inventario de costes del SCRAP, totales, por tonelada y por ciudadano, primero a nivel agregado y posteriormente por materiales y por actividades (recogida, transporte, etc.).

- SDDR. Al ser un sistema no implantado en España en la actualidad, se debe diseñar y dimensionar el sistema previamente (diseño de flujos por fracción de residuos y cálculo de la necesidad de infraestructuras para cubrir su recogida y selección en las nuevas fases que requiere el sistema SDDR), para después inventariar y analizar sus costes netos. Es en esta fase en la que resulta de crucial importancia contar con un

panel de revisores compuesto por todos los representantes de los grupos de interés involucrados en su ejecución. Ello permitirá contar con las mejores fuentes de información para dimensionar el futurible sistema y evitar al máximo la asunción de hipótesis menos fundadas por parte de los investigadores.

Para obtener los **resultados del SCRAP**, se realizarán las siguientes actividades:

- Análisis de los sistemas:
    - Análisis del sistema SCRAP de recogida de envases ligeros. Este análisis se llevará a cabo por materiales y por actividades a partir de las cuentas de explotación debidamente auditadas de ECOEMBES.
    - Análisis del sistema SCRAP de recogida de vidrio. Este análisis se llevará a cabo a partir de las cuentas de explotación debidamente auditadas de ECOVIDRIO.
- Dimensionamiento del sistema SCRAP cuando éste tenga que convivir con el sistema SDDR.
- Cálculo de costes: cuantificación de los costes totales del sistema y de su repercusión por ciudadano.

Para obtener los **resultados del SDDR**, se realizarán las siguientes actividades:

- Diseño y dimensionamiento:
    - Obtención de información básica necesaria para el diseño del sistema en cuanto a la tipología de recogida y su participación en el sistema. La metodología empezará por la revisión de la implantación de este modelo de recogida en otros países, para definir un modelo de implantación de SDDR en España, teniendo en cuenta las especificidades del modelo de distribución comercial y HORECA españoles. Una vez definida una primera versión del modelo, se contrastará el mismo con los distintos actores (representantes empresariales y sectoriales afectados), a partir de entrevistas presenciales del equipo de trabajo, y enviando información previa sobre el proyecto. Con el *feedback* de los diferentes actores, se terminará de definir el modelo de SDDR más realista para implantar en España.
    - Una vez diseñado el modelo de SDDR, se llevará a cabo la planificación de flujos y actividades del sistema de recogida SDDR y su dimensionamiento. El diseño y dimensionamiento del sistema SDDR conllevará la definición de diferentes modelos de implantación con el correspondiente dimensionamiento y estructura de costes.
    - Para un análisis completo de la posible implantación del SDDR, se ha encargado un estudio de percepción ciudadana (FOCUS, 2016; Instituto APOLDA, 2016). Así, se ha llevado a cabo un análisis cualitativo y otro cuantitativo de la

respuesta del consumidor a los cambios en el sistema de recogida de residuos (ver Apartado 3.3).

- Análisis de costes:
    - Inventario y análisis cuantitativo de los costes económicos de los diferentes sistemas de recogida, por materiales y por actividades del sistema SDDR. La metodología utilizada será la imputación de costes por actividades.

El informe final se realizará siguiendo los mismos criterios e hipótesis que los de la parte ambiental.

3.3. Análisis Social

En el estudio social, la evaluación del impacto social se llevará a cabo mediante dos métodos complementarios (incluyendo en el grupo de trabajo a los autores de dichas metodologías):

- La huella social (Weidema, B. P., 2016) y
- Una adaptación de la metodología de cuantificación del valor social integrado (Retolaza, J.L., 2014).

El primero, la huella social, realizará un diagnóstico socio-económico mediante un enfoque de ciclo de vida, mientras que el segundo pretenderá cuantificar los intereses percibidos por todos los grupos de interés significativos. La metodología de la **Huella Social** puede considerarse una simple, pero al mismo tiempo práctica y completa, aproximación a un ACV social, la cual retiene el enfoque de ciclo de vida, pero evita la excesiva demanda de datos típicamente asociada a un ACV social completo. Este método utiliza la misma definición del término "social" que la economía del bienestar, es decir, contabilizando costes sociales que incluyen no solamente costes privados sino también costes externos (también denominados externalidades).

La metodología de **cuantificación del valor social integrado** se fundamenta en la perspectiva de la teoría de los grupos de interés (*stakeholders*) y en una aproximación fenomenológica al concepto del valor, a partir de la cual permite objetivar y visualizar el valor creado por una organización para el conjunto de sus grupos de interés. La metodología combina análisis cualitativo y cuantitativo. El análisis cualitativo busca evaluar los impactos que genera una organización para sus principales grupos de interés, basándose en la realización de entrevistas a representantes de todos estos grupos de interés. El análisis cuantitativo se centra en la cuantificación de los beneficios percibidos a través del desarrollo de indicadores y *proxies* (aproximaciones al valor) que permitan monetizar el valor generado. En el presente estudio, adaptaremos esta metodología para contabilizar los beneficios y perjuicios ocasionados a los *stakeholders* que puedan afectar o que son afectados por los sistemas de recogida de envases estudiados. Frente a la orientación *"top-down"* del método de la huella social, se trata de un enfoque *"bottom-up"* para identificar los aspectos sociales (y económicos) percibidos como relevantes por los grupos y/o individuos afectados.

Ante la hipótesis de implantación de un sistema de depósito y retorno para la recogida y reciclaje de determinados envases de bebidas en España, se planteó la conveniencia de obtener información sobre cómo sería percibido el sistema por parte de los ciudadanos. En este sentido, se solicitó a FOCUS Estrategias de Comunicación la realización de un **estudio de percepción ciudadana** en varias fases: en primer lugar una investigación cualitativa para detectar las posibles actitudes y cambios de comportamiento, con una muestra que considerase distintas circunstancias sociodemográficas y comportamientos actuales de reciclaje (FOCUS, 2016), y en segundo lugar, una investigación cuantitativa para dimensionar, con representatividad estadística, el alcance de los cambios detectados y efectuar una prospección para el Proyecto ARIADNA (Instituto APOLDA, 2016). La segunda fase del estudio de percepción ciudadana (encuesta telefónica) fue utilizada como *input* para dimensionar los dos sistemas que se comparan en el proyecto (Sistemas A y B) con respecto a variables como porcentajes de recogida selectiva en los hogares, frecuencias de compra, frecuencias de vaciado de cubos, etc.

4. OBJETIVO DEL ESTUDIO

Este capítulo presenta el objetivo global del estudio utilizando la estructura de la normativa sobre ACV, que es la metodología usada en la parte ambiental.

De acuerdo a la norma ISO 14044:2006, «los objetivos y el alcance de un estudio de ACV deben estar claramente definidos y deben ser coherentes con la aplicación prevista».

Además, especifica que: "*Al definir el objetivo de un ACV, se deben especificar sin ambigüedad los siguientes puntos:*

- *La aplicación prevista;*
- *Las razones para realizar el estudio;*
- *El público previsto, es decir, las personas a quienes se prevé comunicar los resultados del estudio; y*
- *Si se pretende utilizar los resultados en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público."*

Esta fase (junto con la definición del alcance) es la más importante de un ACV (y de todo el proyecto), ya que las decisiones tomadas en esta etapa se utilizarán en las fases posteriores: inventario, evaluación de impactos e interpretación.

4.1. Aplicación prevista

El estudio tiene como **objetivo principal** analizar la sostenibilidad de la implantación obligatoria de un SDDR para cierta tipología de envases de bebidas de un solo uso, actualmente ya gestionados bajo el modelo SCRAP. Este nuevo sistema necesariamente tendría que coexistir con un SCRAP que continuaría seleccionando el resto de los envases no sometidos al SDDR.

Para estudiar el impacto de la introducción de un SDDR en el conjunto de la gestión de los residuos de envases, se compararán dos situaciones:

1. **La situación real** de la gestión de los residuos de envases domésticos en 2014. Todos los envases domésticos estaban sujetos a SCRAP.
2. **La situación hipotética** que se hubiera producido en la gestión de los residuos de envases domésticos en 2014 **si hubiera habido un SDDR a pleno rendimiento**[28] (90% de porcentaje de retorno, tal y como proponen los promotores del sistema y sin curva de

[28] Todas las partes interesadas presentes en el panel son conscientes de que, durante el período de transición que transcurriese hasta alcanzar ese punto, se generarían mayores impactos que en el estado estacionario estudiado.

aprendizaje[29]) **para determinados envases de bebidas coexistiendo con un SCRAP para el resto de ellos.** Se pretende valorar si su implantación con tal eficiencia tendría efectos positivos para el conjunto de la gestión de los residuos.

El Proyecto ARIADNA pretende analizar la sostenibilidad económica, ambiental y social de la implantación en España (y en Cataluña) de un SDDR obligatorio con las características definidas en el pliego de condiciones de la ARC para el análisis de un SDDR que se describen en el Apartado 5.1.1[30].

Como se ha comentado anteriormente, el alcance del estudio, el inventario y las conclusiones ambientales, económicas y sociales en este documento corresponden específicamente al ámbito de aplicación nacional.

4.2. Razones para realizar el estudio

La Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático está interesada y ha contribuido desde hace años al desarrollo metodológico y la aplicación del ACV a la gestión de residuos. En estos momentos, este proyecto, junto con otros dos de similar complejidad, forma parte de una investigación que llevará a una tesis doctoral que pretende mejorar la metodología del ACV cuando se realizan comparaciones entre distintas opciones de gestión de residuos. Tal y como reza en el artículo 1 de sus estatutos, ESCI-UPF está interesada en el desarrollo y aplicación de metodologías que permitan análisis en los tres ámbitos de la sostenibilidad (ambiental, social y económica), a través del macrogrupo formado por sus tres grupos de investigación: la Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático, la Cátedra MANGO de Responsabilidad Social Corporativa y el *Research group in International Studies and Economics*.

En un estadio anterior al proyecto, se constata la proliferación de información y opinión sobre el impacto social, ambiental y económico poco fundada sobre las opciones de sistemas de gestión de residuos de envases en España y el creciente interés por parte de algunos actores sociales en el planteamiento de un cambio de sistema y, concretamente, por parte de algunas administraciones públicas. Una presión creciente sobre los gestores del sistema actual y/o un cambio legislativo que modifique el *statu quo* afectan de manera importante a la actividad de las organizaciones promotoras de este estudio. Es comprensible, por tanto, que dichas organizaciones estén interesadas en disponer de la mejor información posible y en ofrecerla en distintos formatos a las partes interesadas.

Este estudio busca obtener y presentar información más rigurosa, sistemática, transparente y objetiva, basada en metodologías científicas, con la que construir una amplia base de

[29] Se trata de una hipótesis de trabajo de máximos basada en declaraciones de los impulsores (en este caso la Plataforma Retorna (www.retorna.org/ca) y no en evidencias científicas de que tal recuperación se pueda alcanzar en España.

[30] En ningún caso el objetivo de este proyecto es el de afirmar o cuestionar la viabilidad técnica de la implantación del sistema propuesto.

conocimiento que facilite la toma de decisiones por parte de las administraciones competentes y el conocimiento de causa de todos los actores involucrados. Adicionalmente, sabedores de las fuentes de incertidumbre que este tipo de estudios puede conllevar, se ha reforzado su consistencia mediante la utilización de diversos mecanismos de transparencia, como involucrar a las partes interesadas y someter los condicionantes del estudio a expertos y exposición pública. La Cátedra UNESCO pretende que éste evolucione hacia una situación de consenso, integrando las mejoras aportadas y argumentando científicamente las razones para no considerar aquellas indicaciones que sean rechazadas.

4.3. Destinatario previsto

La comunicación pretende tanto la explicación de los condicionantes y los resultados, como la formación continua de los equipos de trabajo en las metodologías utilizadas. Los formatos a utilizar son: reuniones internas y reuniones del Panel de Partes Interesadas (PPI), informes intermedios, informes finales e informe ejecutivo. Obviamente, son público objetivo los promotores del estudio, que reciben todos los resultados parciales y finales.

A corto plazo, el principal público externo al que se pretende hacer llegar este estudio está compuesto fundamentalmente por responsables políticos y los técnicos que los asesoran de las Administraciones públicas competentes (tanto nacionales como europeas), para que puedan considerarlo en sus ámbitos de decisión. Los formatos a utilizar son: reuniones internas y reuniones del PPI, informes y actas para el PPI, informes finales sin los anexos confidenciales e informe ejecutivo.

A corto plazo, también está dirigido a todas aquellas organizaciones sociales representantes de los sectores involucrados: organizaciones de comerciantes y distribuidores; organizaciones de consumidores, ambientales y sindicales; partidos políticos; medios de comunicación. Los formatos a utilizar son: reuniones internas y reuniones del PPI, informes y actas para el PPI, (informes finales sin los anexos confidenciales) e informe ejecutivo. Ciertos actores sociales precisarán formatos acordes con su actividad; por ejemplo, los medios de comunicación podrán recibir notas de prensa y dossiers.

A medio plazo, es intención de la Cátedra UNESCO preparar partes del proyecto para su publicación en revistas sectoriales de carácter técnico, para que las reciban profesionales del sector, y en revistas científicas de prestigio internacional, para el debate metodológico y el avance científico.

4.4. Pretensión de utilizar los resultados en aseveraciones comparativas

Los resultados de este estudio se podrán utilizar en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público, siempre y cuando sean aprobados por los promotores de estudio y la Cátedra UNESCO.

Para cumplir los requisitos de la norma ISO 14044:2006, se organizará un Panel de Partes interesadas y también un Panel de Expertos en ACV (mínimo de 3 expertos, incluido el presidente). Esta demanda de la normativa del estudio ambiental se extiende voluntariamente a los estudios económicos y sociales, para obtener mayor rigor y consenso. Adicionalmente, se contará con la revisión de incertidumbre por parte de un experto externo.

La revisión por parte del panel de partes interesadas ha comenzado en las fases iniciales del ACV; desde la definición de objetivos y alcance del estudio. El análisis de incertidumbre, la revisión por expertos y la exposición pública se realizará una vez se tenga el primer borrador final.

Como anexos confidenciales a la memoria del proyecto, se incluyen los comentarios individuales de revisión crítica realizados, así como la respuesta a las recomendaciones. En el informe final, se incluirá el informe de revisión redactado por el presidente del panel de revisión, así como los nombres y afiliaciones de todos los revisores.

4.5. Entidades involucradas en el estudio

Las entidades vinculadas con el Proyecto ARIADNA albergan a expertos profesionales referentes en su sector que aportan y ofrecen calidad al presente estudio. A continuación (ver también Figura 4.1), se describen sus roles y en los Anexos 1.1 y Anexo 1.2 se especifican las entidades que forman parte del Panel de Partes Interesadas y los nombres y *curricula vitarum* de los expertos revisores, respectivamente.

4.5.1. Entidades promotoras-financiadoras

Las entidades promotoras de este estudio son: ANAREVI (Agrupación Nacional de Reciclado de Vidrio), ANEABE (Asociación Nacional de Empresas de Aguas y Bebidas Envasadas), ANEP (Asociación Nacional del Envase de PET), ANFABRA (Asociación Nacional de Fabricantes de Bebidas Refrescantes), ANGED (Asociación Nacional de Grandes Empresas de Distribución), CERVECEROS DE ESPAÑA, ECOACERO (Asociación Ecológica para el Reciclado de la Hojalata), ECOEMBES (Ecoembalajes España), ECOVIDRIO, FIAB (Federación de Industrias de Alimentación y Bebidas) y TETRA PAK HISPANIA SA.

Las entidades financiadoras, por mandato de las promotoras, son las organizaciones gestoras del Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP) encargadas de la correcta gestión y recuperación, tanto de los envases de vidrio (Ecovidrio) como de los envases

ligeros y de papel-cartón (Ecoembes). Su colaboración no se limita a la mera financiación del estudio. Por un lado, han sido clave en lo que a la aportación de datos se refiere; por otro, han puesto a disposición de los autores su conocimiento sobre los procesos que participan en el sistema en estudio, adquirido a lo largo de sus veinte años de trabajo compartido con la Administración en el asesoramiento y la coordinación de la gestión, la recuperación y el reciclado de los residuos de envases domésticos. Asimismo, ayudan actuando como fuente de contactos de entidades y profesionales del sector, de quienes también se precisan datos para el cálculo.

4.5.2. Entidades ejecutoras

Las entidades ejecutoras del proyecto involucran a profesionales de reconocido prestigio dentro del ámbito de la investigación y desarrollo en cada una de las áreas de estudio de la sostenibilidad abordadas en el proyecto: social, ambiental y económica. Todos los profesionales del estudio aportan una especial excelencia en su trayectoria y conocimiento, habiendo participado en el desarrollo de proyectos tanto nacionales como internacionales en el ámbito de estudio en particular. La elección de estos expertos permite afrontar los retos que demanda la complejidad y envergadura de este proyecto, salvaguardar la independencia respecto a las entidades financiadoras o cualquier otra parte interesada, y abordar de forma cuidadosa la presentación de los resultados, teniendo en cuenta su incertidumbre.

4.5.3. Expertos revisores

Los expertos revisores del proyecto son profesionales de entidades externas independientes, en las distintas índoles de conocimiento que requiere el proyecto. Para garantizar el cumplimiento de la Norma Internacional ISO 14044:2006, se establece como requisito un proceso de revisión crítica (con un mínimo de tres expertos) de los estudios de ACV que apoyen aseveraciones comparativas para su divulgación al público. Para ello, se han seleccionado distintos expertos, con una amplia experiencia científica y técnica en la materia bajo estudio, así como familiarizados tanto con la norma como con los procesos del sistema en estudio. Además, se han seleccionado expertos en los ámbitos social y económico, y en el campo de la incertidumbre. Su rol es contribuir a la independencia y rigor del estudio, verificando el correcto uso de las metodologías, la calidad de los datos, la corrección de las hipótesis tomadas, la relevancia en la elección de resultados y la coherencia en la presentación de conclusiones.

4.5.4. Partes interesadas

Las partes interesadas conforman un Panel de Revisión constituido por entidades, organizaciones y asociaciones involucradas en el proceso a estudiar, partes cuya actividad se vería afectada o impactada en el supuesto de la implantación obligatoria de un SDDR para

envases de bebidas de un solo uso. Para ello, se han seleccionado e invitado a participar en el estudio a las organizaciones que agrupan y representan a cada uno de los colectivos afectados por las conclusiones del proyecto, agrupando a entidades ambientales, sociales, de consumidores, recicladores, asociaciones profesionales de materiales y de envasadores, administraciones públicas autonómicas y municipales, etc. Su misión principal es contribuir a la obtención de datos de calidad en cada uno de sus ámbitos, así como asegurar que las decisiones tomadas en el estudio son consistentes y no les perjudican arbitrariamente, o que se hace un énfasis adecuado en los distintos resultados presentados.

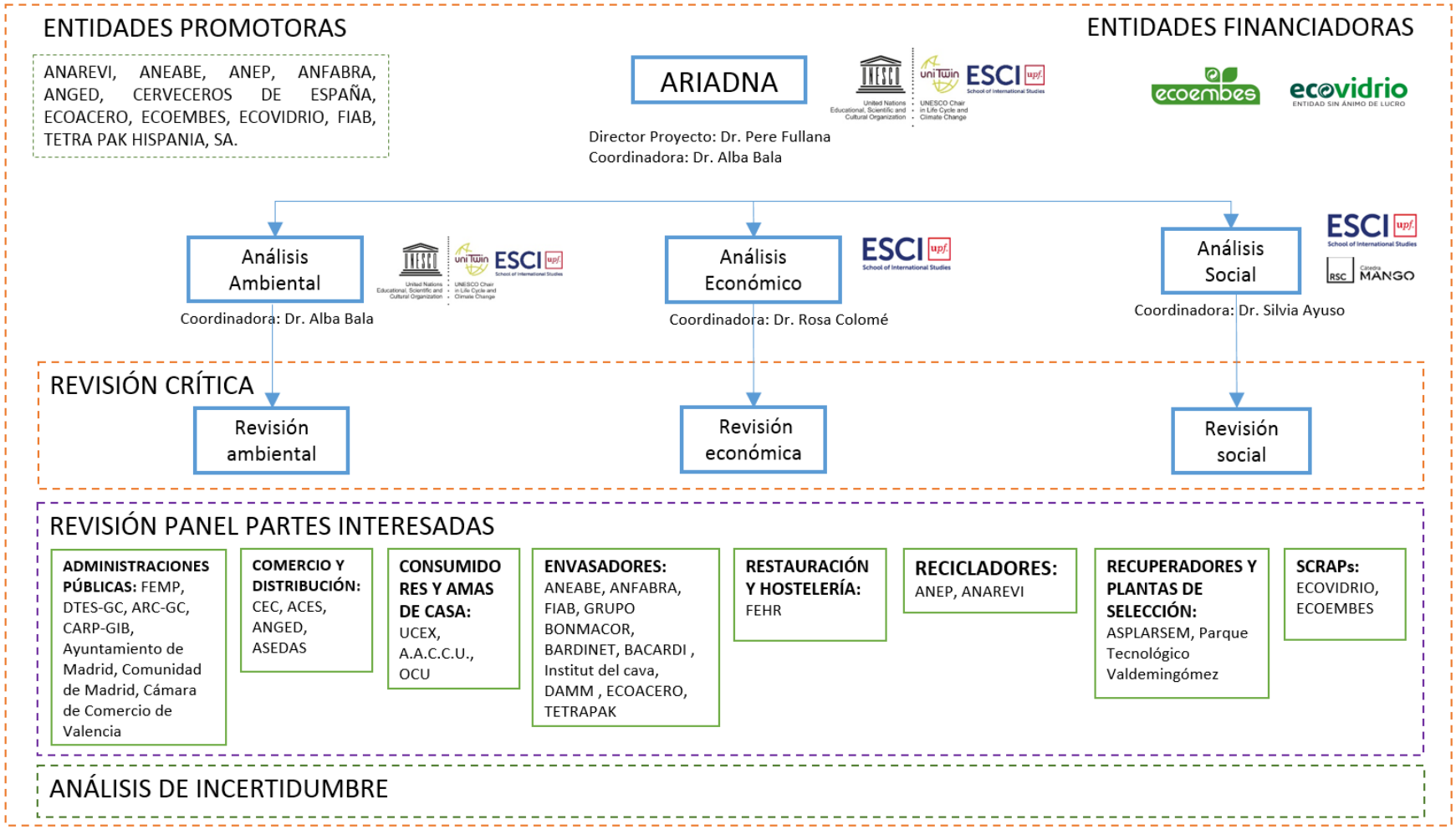


Figura 4.1 Diagrama Organizativo del Proyecto.

5. ALCANCE DEL ESTUDIO

En este apartado, se describen todos aquellos aspectos necesarios para entender, establecer y delimitar los sistemas bajo estudio y que permitan una correcta interpretación de los resultados. De acuerdo con la ISO 14040:2006, en este apartado es importante garantizar que la comparación entre sistemas se realiza de forma consistente. Para poder compararlos, es necesario que ambos sistemas cumplan la misma función (ver Apartado 5.2), y definir la unidad de análisis común o unidad funcional del estudio, que se describe también en el Apartado 5.2. Se debe garantizar también que el alcance es suficiente para cumplir con el objetivo pretendido.

El alcance del estudio para el SDDR que se describe en los apartados siguientes es el establecido en el Pliego del concurso público de la Generalitat de Catalunya para la "*Contractació d'un estudi sobre la viabilitat técnica, ambiental i econòmica de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) per als envasos de begudesd'un sol ús a Catalunya*" (GENCAT, 2015).

5.1. Sistemas bajo estudio

5.1.1. Consideraciones generales

En la Figura 5.1, se representan los dos sistemas que se comparan en el Proyecto ARIADNA y en los apartados siguientes se realizará una descripción de los mismos, del conjunto de procesos que los componen, y de los flujos de materia y energía que unen dichos procesos.

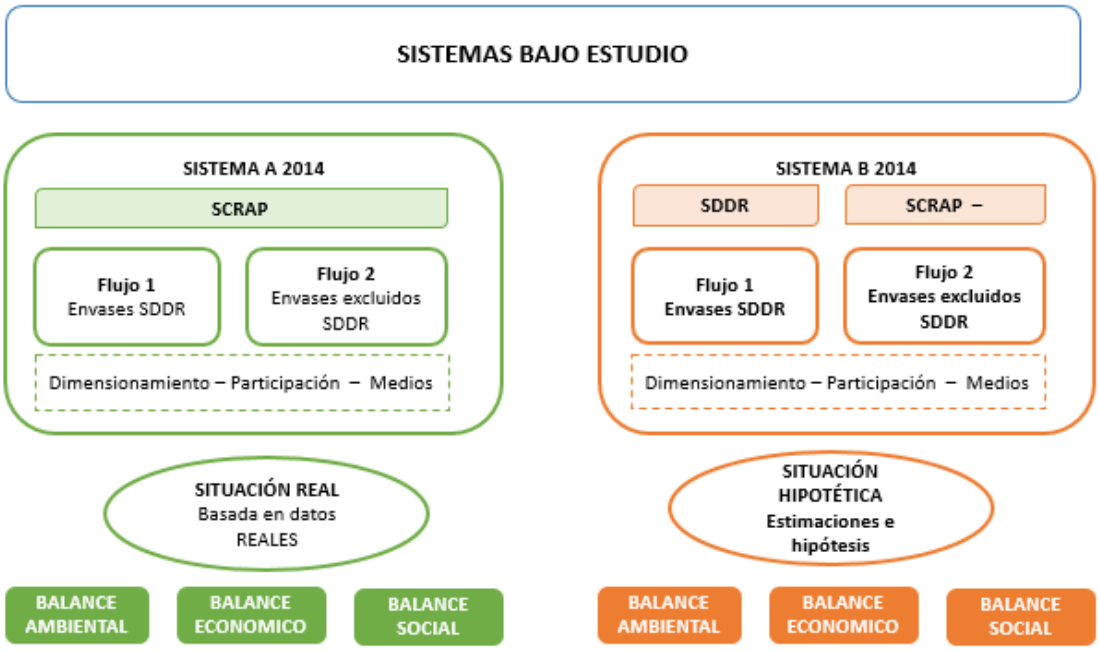


Figura 5.1 Esquema resumen de los sistemas bajo estudio.

Como se observa en la Figura 5.1, llamamos "**Sistema A**" al conjunto de procesos operando bajo el SCRAP actual, al que denominamos "**SCRAP**", según cómo funcionó durante el año 2014; y llamamos "**Sistema B**" a un sistema hipotético, también en funcionamiento en el año 2014, que contempla la coexistencia de un SDDR para un determinado flujo de envases y un SCRAP para el resto, al que denominamos "**SCRAP-**".

Los envases incluidos en el estudio incorporan los siguientes materiales:

- Acero
- Aluminio
- PET
- PEAD
- Film
- Plástico mezcla
- Brik
- Vidrio

Quedarían pues fuera de la unidad funcional del estudio los envases y embalajes de papel-cartón, de madera, cerámica, corcho y de material textil.

Como se avanzaba ya en el apartado que describe la aplicación prevista (Apartado 4.1), de todos los envases domésticos incluidos en el estudio, sólo una parte (Figura 5.2) estarían dentro del ámbito del alcance material del SDDR definido, según el alcance definido por la ARC[31] que se ha tomado como base para el proyecto ARIADNA. En él se definen los envases de un solo uso que quedarían sometidos al SDDR mediante un triple criterio (tipo de material del envase, tipo de producto y capacidad):

- Productos: aguas, refrescos, zumos, cervezas, vinos, cavas-espumosas y bebidas espirituosas.
- Materiales: acero, aluminio, brik, PEAD, PET y vidrio.
- Capacidades: entre 0,1 y 3 litros.

Al conjunto de flujos de envases sometidos a este SDDR lo denominamos "**Flujo 1**", y al conjunto de flujos de envases no sometidos al SDDR lo denominamos "**Flujo 2**"[32]. Ambos conjuntos son estudiados tanto en el Sistema A como en el Sistema B. En el Sistema A, ambos flujos seguirán las mismas vías de gestión, mientras que, en el Sistema B, el Flujo 1 dispondrá de una vía adicional de gestión: el SDDR.

[31] Se han aplicado las características técnicas del SDDR descrito en el Pliego del concurso público de la Generalitat de Catalunya para la "*Contractació d'un estudi sobre la viabilitat técnica, ambiental i econòmica de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) per als envasos de begudesd'un sol ús a Catalunya*" (GENCAT, 2015).

[32] A modo de ejemplo, todos los productos de alimentación sólida, aceites, vinagres, lácteos, condimentos, productos de limpieza del hogar, higiene personal, etc., aunque pudieran estar envasados en materiales solicitados por el SDDR, quedarían excluidos de la gestión del SDDR y, por tanto, estarían dentro del flujo "envases excluidos SDDR". Asimismo, quedarían en este flujo todos los envases y embalajes conformados con materiales no sometidos al SDDR, como papel, cartón, polietileno de baja densidad (bolsas, envoltorios, material laminar, flexibles, etc.), polipropileno, poliestireno y otros polímeros.

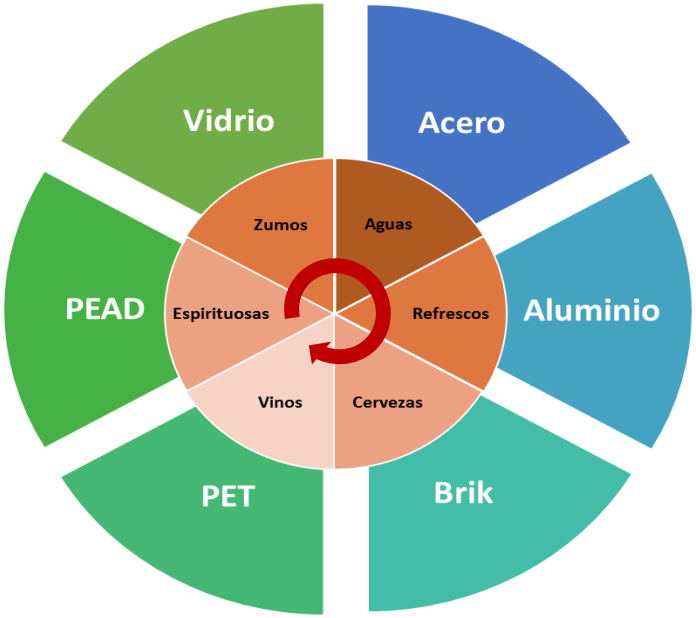


Figura 5.2 Materiales y envases susceptibles de ser recogidos mediante el SDDR.

5.1.2. Sistema A: Sistema actual de gestión de residuos de envases en 2014 (SCRAP).

Este modelo corresponde a la gestión actual de los residuos de envases ligeros y de vidrio puestos en el mercado en España[33]. En este caso, los **flujos de residuos 1 y 2 (envases incluidos en el SDDR y envases excluidos del SDDR)**, seguirán el mismo modelo de recogida, selección y tratamiento, ya que en el modelo actual no existe una gestión diferenciada para ambos flujos de envases. Las vías de recuperación de los mismos a través del modelo de gestión actual que se han considerado son las siguientes (ver Figura 5.3):

- **Envases domésticos recuperados a través del sistema de recogida selectiva domiciliaria** de los contenedores destinados a tal fin. Los envases recuperados, por los contenedores amarillos (envases ligeros) y los verdes (vidrio), son recogidos a través del sistema de recogida domiciliaria y trasladados a las plantas de transferencia, donde se almacenan y/o compactan para optimizar su transporte posterior a las plantas de selección, o bien son enviados directamente a las plantas de reciclaje. Allí serán clasificados por materiales, o bien son enviadas directamente a las plantas de reciclaje.

[33] Como se mencionará más adelante, para poder realizar este estudio y disponer de los datos necesarios, se ha asumido que los envases puestos en el mercado y, por lo tanto, los residuos de envase generados en España en 2014 corresponden a los envases adheridos a los SCRAP de Ecoembes y de Ecovidrio corregidos con los coeficientes proporcionados por Nielsen a Ecoembes y Ecovidrio para el reparto autonómico del consumo nacional. Esta composición se ha aplicado tanto al sistema A como al B.

El rechazo generado del tratamiento de estos residuos en las plantas de selección tiene dos posibles destinos: plantas de valorización energética o depósito en vertederos controlados[34]. El material recuperado en las plantas de selección, una vez seleccionado por tipología y ya compactado, se envía a las plantas de reciclaje. El material secundario obtenido en las plantas de reciclaje vuelve a entrar en el ciclo económico y el rechazo se destina a vertedero.

- **Envases domésticos recuperados a través de las recogidas selectivas en el ámbito privado** generados fuera del ámbito del hogar en puntos y eventos de alta producción de residuos de envases. El procedimiento de recogida se produce de manera más puntual pero las etapas de tratamiento y posterior valorización son comunes a las descritas para la recogida selectiva domiciliaria.
- **Envases domésticos recuperados a través de la recogida no selectiva o en masa[35]**, es decir, aquellos envases que el consumidor deposita junto a la fracción resto. Los envases recogidos a través de esta vía son transportados, previo paso por planta de transferencia, a las plantas de tratamiento mecánico biológico de residuos sólidos urbanos (Plantas TMB) para su posterior tratamiento o enviados directamente a su destino final: planta de valorización energética o vertedero controlado. En las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos, los materiales reciclables ya separados por tipología de material y compactados se enviarán a las plantas de reciclaje. El rechazo generado en la planta TMB se enviará como destino final a vertedero o planta de valorización energética, mientras que el residuo de rechazo generado en la planta de reciclaje tiene como destino final únicamente el vertedero.

5.1.3. Sistema B: Sistema alternativo de gestión de residuos de envases (SDDR y SCRAP disminuido)

Este modelo corresponde a la hipotética inclusión de un SDDR obligatorio en España para recoger determinados envases ligeros y de vidrio puestos en el mercado en España.

En este caso, los **flujos de residuos 1 y 2**, seguirán dos modelos y vías de gestión diferenciadas. Para cada uno de estos flujos se analizan las principales vías de recuperación de los mismos, con la inclusión de un SDDR:

[34] El uso de los envases como combustible en cementeras es otra posible vía de gestión de los rechazos de estas plantas. Sin embargo, no se ha considerado en el estudio al tratarse de una vía minoritaria.

[35] No se ha incluido de forma diferenciada la recogida y gestión de los residuos de envases que son tirados por los ciudadanos en medio urbano y que son recogidos mediante los sistemas de limpieza viaria. La cantidad de residuos de envase que son recogidos en masa se calcula por diferencia del total adherido (o puesto en el mercado) con lo que se recupera mediante recogida selectiva en contenedor, mediante selectiva complementaria y lo que termina como *littering* ambiental (que se ha estimado). Por lo tanto, el impacto ambiental y económico de recoger éstos residuos vertidos en medio urbano se ha considerado, a efectos de este estudio, similar al de la recogida de residuos en masa.

Para el **flujo de residuos 1,** susceptibles de gestión por parte de un SDDR:

- **Envases domésticos recuperados a través del SDDR.** Los residuos se recogen selectivamente en los puntos donde se han vendido (grandes superficies, comercios o establecimientos HORECA), de manera manual o a través de máquinas de retorno automáticas. Los envases recogidos a través de la recogida manual se envían a centros de conteo, sin compactar, donde serán seleccionados por material, para posteriormente ser enviados hasta las plantas de reciclaje. La recogida automática separa los materiales según la tipología de material y estos se envían, ya compactados, directamente a unas plantas de acondicionamiento donde son preparados para ser enviados al reciclador o pasando previamente por unos centros logísticos intermedios de las grandes superficies mediante logística inversa, donde sea factible. Durante todo el proceso no se genera fracción de rechazo, ya que tanto por la vía manual como por la automática sólo se acepta la devolución de los residuos establecidos como SDDR.
- **Envases domésticos recuperados a través de la recogida selectiva del SCRAP.** Al convivir ambos sistemas, parte de esos envases podrán ser depositados por los consumidores en los contenedores actuales de recogida selectiva domiciliaria, siendo tratados junto con los envases no incluidos en el SDDR del mismo modo descrito para la vía de recogida selectiva domiciliaria en el sistema anterior.
- Otra parte de esos envases podrán ser **recuperados a través de la recogida selectiva complementaria** fuera del ámbito del domicilio, gestionándose de manera similar a la descrita en el Sistema A.
- Finalmente, parte de esos envases podrán ser **recuperados a través de la recogida en masa,** también tal y como se describe en el Sistema A.

El **flujo de residuos 2,** que corresponde a aquellos envases que quedan excluidos de la gestión del SDDR, será gestionado de la misma forma que en el sistema actual (Sistema A).

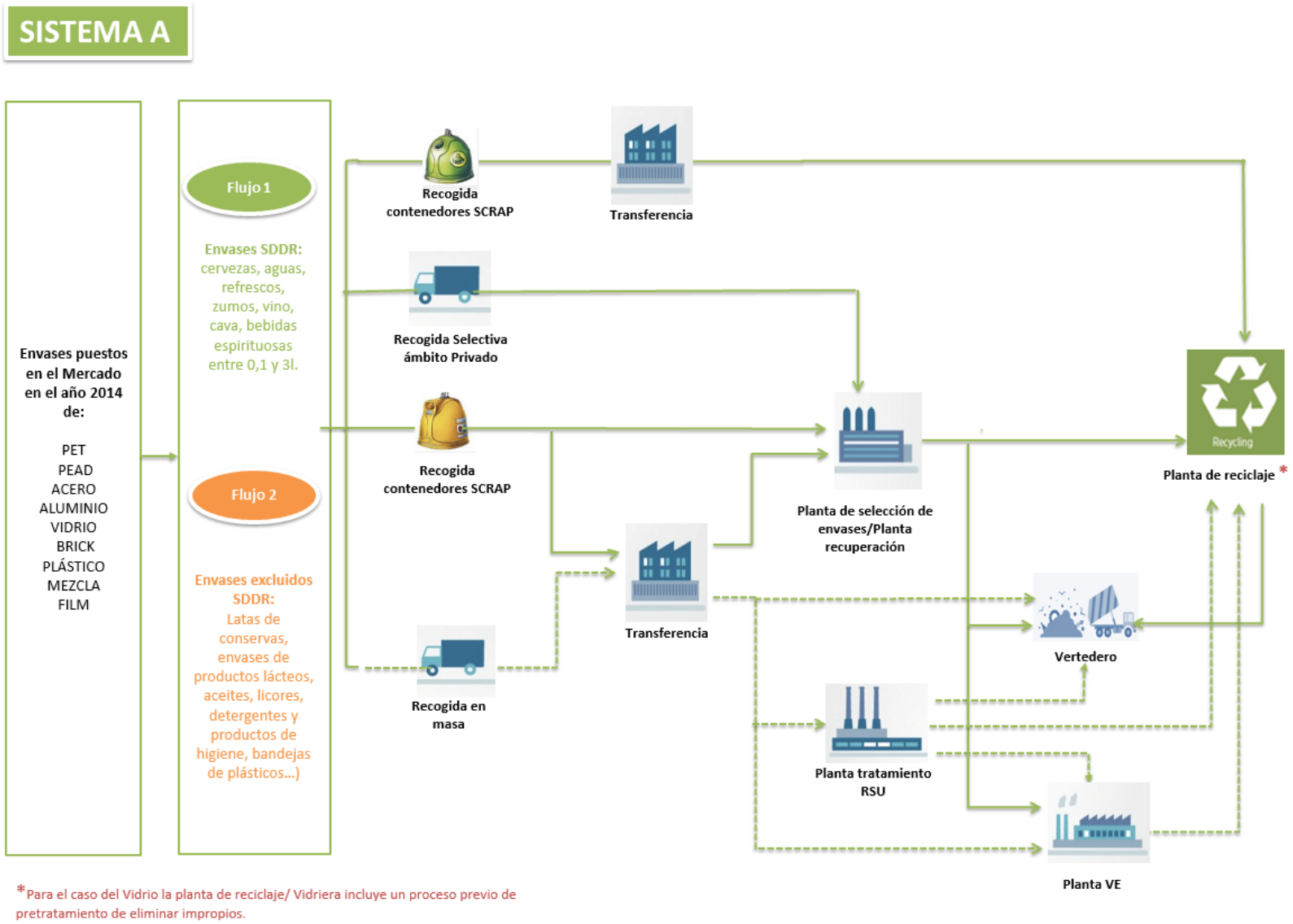


Figura 5.3 Sistema A.

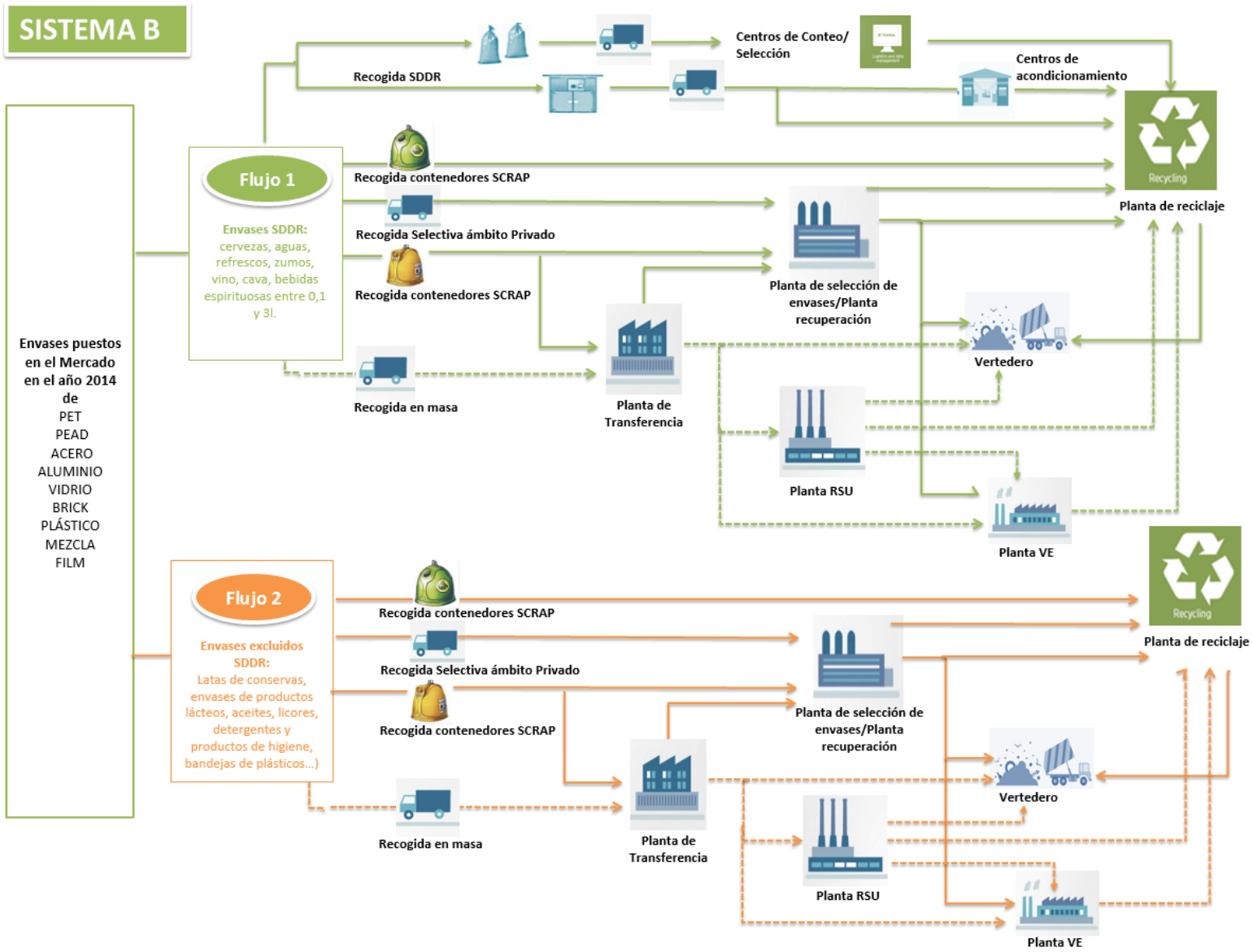


Figura 5.4 Sistema B.

5.1.4. Origen de los datos

Para el Sistema A, los datos de partida están basados en información pública (y en ocasiones no pública con mayor grado de detalle) disponible por parte de Administraciones Públicas y de ECOEMBES y ECOVIDRIO (todos ellos debidamente auditados). Se basa en información real, tanto en su dimensionamiento como en la participación ciudadana en el sistema y en los medios implicados para su funcionamiento.

Para el Sistema B, se han tenido que establecer una serie de hipótesis para definir y dimensionar una situación no existente (ver Capítulo 7), aplicando los valores de recuperación de envases más favorables de acuerdo con los impulsores del SDDR (90% de recuperación y sin curva de aprendizaje, es decir, a pleno rendimiento desde el primer momento de su implantación). El dimensionamiento, la participación y los medios necesarios para su correcto funcionamiento han sido estimados tanto para el flujo 1 (SDDR) como para el flujo 2 (SCRAP-), en la medida en la que se vería afectado en su funcionamiento debido a la convivencia de ambos sistemas (ver Capítulo 7).

El resto de datos han sido suministrados por el Panel de Partes Interesadas (PPI) formado por representantes de 27 organizaciones (asociaciones de consumidores, amas de casa, comerciantes, hosteleros, empresas envasadoras, plantas de selección, recicladores, y también por municipios, comunidades autónomas y sistemas integrados de gestión) que conforman toda la cadena de valor.

5.1.5. Importancia relativa del conjunto de residuos estudiado

Para entender bien el alcance del estudio y poder ponerlo en perspectiva sobre la gestión de residuos de envases en nuestro país, es importante conocer la proporción en peso que suponen cada uno de los flujos incluidos en este estudio (envases SDDR y envases excluidos SDDR) en relación al total de residuos urbanos generados en nuestro país (Tabla 5.1 y Figura 5.5), así como a la totalidad de envases adscritos y gestionados actualmente por los SCRAPs en funcionamiento. Como se desprende de la Tabla 5.1, el total de envases gestionados actualmente por los SCRAP (Ecoembes y Ecovidrio) supone el 15,1% en peso del total de residuos sólidos urbanos generados en nuestro país.

Tabla 5.1 Toneladas incluidas en este estudio en relación al total de RSU generados en España.[36]

	toneladas	% respecto RSU
Total residuos urbanos	**20.399.199**	**100%**
Total adherido Ecovidrio	1.367.285	6,7%
Total Adherido Ecoembes	1.707.265	8,4%
Suma SCRAP (ECV+ECO)	3.074.550	15,1%
Ecovidrio ARIADNA	1.367.285	6,7%
Ecoembes ARIADNA	1.133.435	5,6%
Ecoembes fuera del estudio	573.830	2,8%*

*papel-cartón, madera, cerámica, corcho y material textil.

[36] Total residuos urbanos, dato extraído de MAGRAMA, 2013. Fuentes del resto de datos Ecoembes, Ecovidrio y elaborado por ESCI-UPF.

5.2. Función y Unidad Funcional

Según ISO 14044:2006: "*El alcance de un ACV debe especificar claramente las funciones (características de desempeño) del sistema bajo estudio.*".

La Función de ambos sistemas es la recogida, gestión y reciclaje de residuos de **envases de un solo uso (envases ligeros y de vidrio).**

Para poder extraer resultados cuantitativos y que estos sean equivalentes para ambos sistemas, la función debe cuantificarse en una Unidad Funcional, que marcará la cantidad de materia y energía a inventariar y después convertir en impactos ambientales, sociales y económicos. Según ISO 14044: "*Uno de los propósitos principales de una unidad funcional es proporcionar una referencia a partir de la cual se normalizan (en un sentido matemático) los datos de entrada y salida. Por lo tanto, la unidad funcional debe estar claramente definida y ser medible*".

La unidad funcional empleada en este estudio es la recogida, gestión y reciclaje de los residuos de **envases de un solo uso (envases ligeros y de vidrio) adheridos a SCRAP en 2014 en España.**

Los envases incluidos en la Unidad Funcional incorporan los siguientes materiales:

- Acero
- Aluminio
- PET
- PEAD
- Film
- Plástico mezcla
- Brik
- Vidrio

Quedarían pues fuera de la unidad funcional del estudio los envases y embalajes de papel-cartón, de madera, cerámica, corcho y de material textil, al tratarse de flujos de residuos que no se verían afectados por la introducción de un SDDR.

5.3. Flujos de Referencia

Según ISO 14044:2006: "*Después de elegir la unidad funcional, se debe definir el flujo de referencia. Las comparaciones entre sistemas se deben realizar sobre la base de las mismas funciones, cuantificadas por las mismas unidades funcionales en la forma de sus flujos de referencia*.".

Los flujos de referencia globales para los dos sistemas serán cuantitativamente los mismos: los definidos en conjunto por las adhesiones a SCRAP (Ecoembes y Ecovidrio) en el año 2014. La definición de dichos flujos de envases puede realizarse a partir de su peso o a partir del número de unidades (ver Tabla 5.2). Como se ha dicho anteriormente, los flujos de envases se agrupan en dos flujos mayores: los denominados Flujo 1 y Flujo 2 (ver Tabla 5.3). La Figura 5.5 describe gráficamente la información de estas tablas. Se observa que la cantidad total de envases

incluidos en la Unidad Funcional es de: 2.500.721 toneladas. Solo para el Flujo 1 se han determinado también las unidades de cuerpo hueco adheridas (necesarias para el dimensionamiento del sistema en el capítulo 7).

Tabla 5.3 Flujos de referencia de los diferentes tipos de envases[37] (ver anexo confidencial).

	TIPOLOGÍA DE ENVASE	toneladas	Unidades
Flujo 1: Envases incluidos en el SDDR	Cartón para bebidas	26.031	1.646.836.464
	Acero	XXX	XXX
	Aluminio	XXX	XXX
	TOTAL metales	166.005	7.270.461.217
	PEAD	XXX	XXX
	PET	XXX	XXX
	Film	XXX	XXX
	Plástico mezcla	XXX	XXX
	TOTAL plástico	138.782	5.214.729.075
	Vidrio	1.092.656	3.670.766.604
	TOTAL FLUJO 1	**1.423.474**	**17.802.793.360**
Flujo 2: Envases excluidos del SDDR	Cartón para bebidas	107.352	No disponible
	Acero	XXX	No disponible
	Aluminio	XXX	No disponible
	TOTAL metales	164.556	
	PEAD	XXX	No disponible
	PET	XXX	No disponible
	Film	XXX	No disponible
	Plástico mezcla	XXX	No disponible
	TOTAL plástico	530.710	
	Vidrio	274.629	No disponible
	TOTAL FLUJO 2	**1.077.247**	No cuantificable
Flujo 1 + Flujo 2 TOTAL del ámbito de estudio	Cartón para bebidas	133.383	
	Acero	XXX	
	Aluminio	XXX	
	TOTAL metales	330.561	
	PEAD	XXX	
	PET	XXX	
	Film	XXX	
	Plástico mezcla	XXX	
	TOTAL plástico	669.492	
	Vidrio	1.367.285	
	TOTAL ESTUDIO	**2.500.721**	No cuantificable

[37] Datos suministrados por Ecoembes y Ecovidrio, a partir de los datos de adhesión a los SCRAP.

Tabla 5. 4 Flujos de referencia globales[38]*.

	EELL		VIDRIO		TOTAL ESTUDIO (EELL+VIDRIO)	
	t	%	t	%	t	%
Flujo 1: Envases susceptibles SDDR	330.818	29%	1.092.656	80%	1.423.474	57%
Flujo 2: Envases excluidos SDDR	802.618	71%	274.629	20%	1.077.247	43%
Total	**1.133.435**	**100%**	**1.367.285**	**100%**	**2.500.721**	**100%**

*El 90% de éstos envases (con la tasa de retorno establecida) se recogerían mediante SDDR y el 10% restante.

1

[38] Datos auditados suministrados por Ecoembes y Ecovidrio, a partir de los datos de adhesión a los SCRAP.

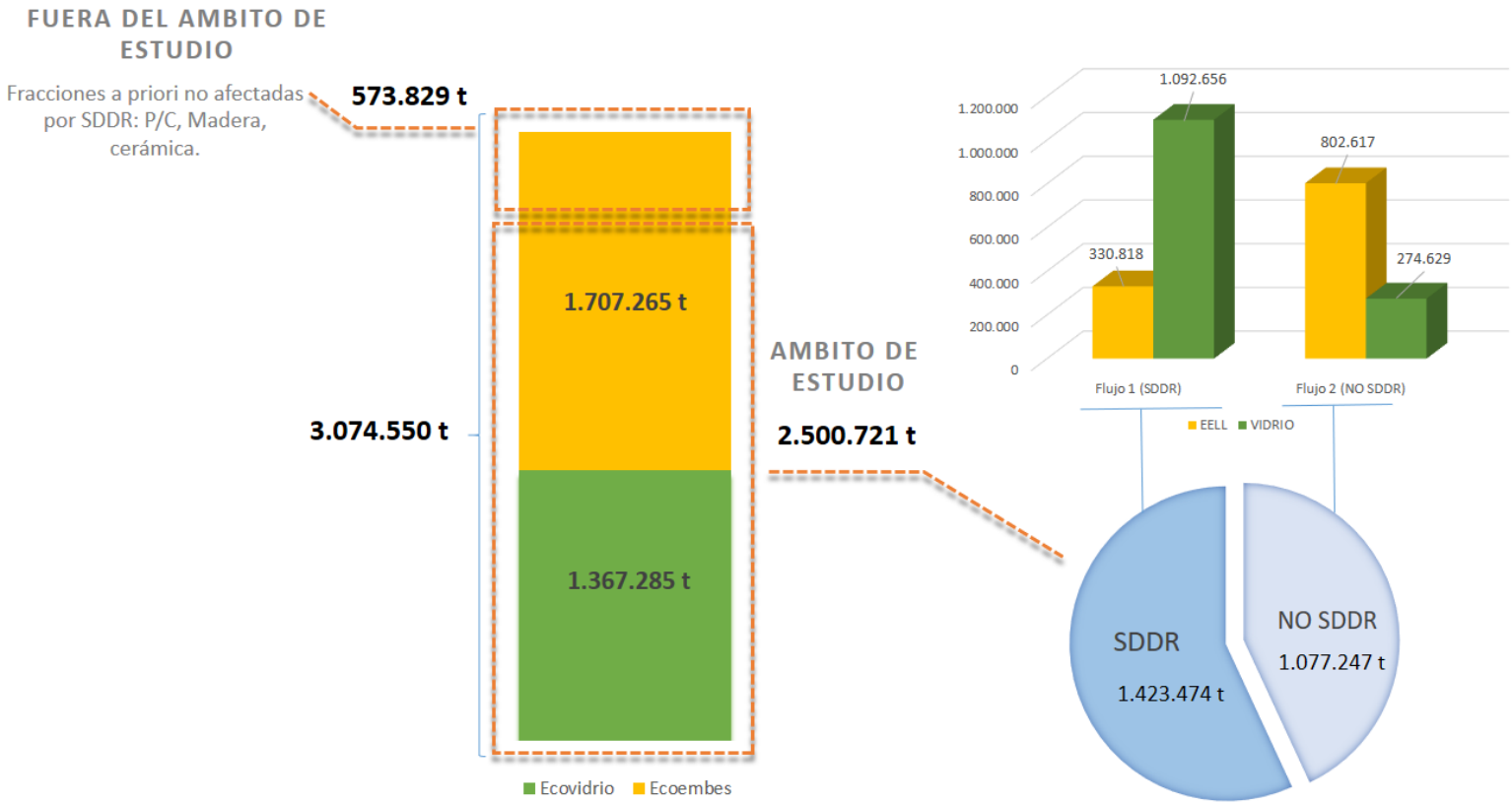


Figura 5.5 Flujos dentro y fuera del ámbito de estudio[39].

[39] Datos auditados suministrados por Ecoembes y Ecovidrio, a partir de los datos de adhesión a los SCRAP.

Como se puede observar en la Figura 5.6:

- Para el **material vidrio**, el estudio cubre el 100% de las toneladas adscritas al SCRAP en 2014. Los envases de vidrio que pasarían a ser gestionados mediante SDDR representan el 80% del material adherido actualmente al SCRAP de Ecovidrio (Tabla 5. 4).

- Para el **resto de los envases**, el estudio cubre el 66% de las toneladas adscritas al SCRAP en 2014 (puesto que se excluyen de la unidad funcional el papel-cartón y otros materiales minoritarios como la cerámica, el textil o la madera). El material que debería ser gestionado a través del SDDR representa un 19% del material adscrito al SCRAP de Ecoembes, mientras que el 47% restante serían envases que formarían parte del flujo "envases excluidos SDDR" en este estudio. Si recalculamos los porcentajes de flujos en relación al 66% de envases incluidos el análisis, los envases susceptibles de ser recogidos mediante SDDR suponen el 29% mientras que el 71% restante formarían parte de los envases excluidos SDDR (Tabla 5. 4).

5.4. Limitaciones e hipótesis del estudio

En todo estudio complejo, hay decisiones a tomar que influyen en el resultado final del mismo. El desconocimiento de la información de base adecuada, necesaria para la toma de decisión, provoca una incertidumbre en el resultado. Los cálculos de modelos complejos dependen de multitud de parámetros, algunos de los cuales influyen más que otros. En un estudio científico, es muy importante poner de manifiesto los procesos de decisión que han llevado a introducir unos valores determinados y no otros a dichos parámetros. La transparencia en sus limitaciones es esencial para que el estudio pueda ser criticado (y mejorado) con conocimiento de causa.

Así mismo, siempre que haya varias opciones plausibles, se intentará optar como línea de base por aquellas que favorezcan a la implantación del SDDR (hipótesis conservadoras). Si se considera adecuado, en un posterior análisis de sensibilidad, se estudiará la influencia de opciones menos favorables.[40]

La mayor limitación del estudio está asociada a la inexistencia de datos reales sobre un SDDR implantado en España y a la necesidad de tener información de éste con el mismo grado de detalle y conocimiento que la recuperación de los envases por el resto de vías. Es usual encontrarse que, en las comparaciones ambientales de sistemas, la opción más conocida, de la que se tienen más datos, tenga un mayor impacto por el simple hecho de la mayor disponibilidad de información. Por poner un ejemplo práctico, imaginemos que tenemos un nuevo proceso industrial con una nueva tecnología de proceso poco contaminante para el cual tenemos inventarios detallados sobre las emisiones de todas las substancias al agua, al suelo y al aire, y

[40] La opción por opciones conservadoras favorecedoras del SDDR obedece a la simplicidad del estudio. Si tomando dichas opciones, el resultado es favorable al sistema actual, cualquier combinación de opciones no conservadoras arrojaría el mismo resultado.

que lo queremos comprar con un proceso más tradicional para el cuál solo se dispone de los datos de emisiones de gases regulados por ley. Al hacer la comparativa, puede ser que el impacto del primer proceso sea mayor, no porque sea mayor en realidad, sino porque del segundo no tenemos todas las emisiones inventariadas y, si no hay emisiones, no se contabilizan para calcular el impacto ambiental.

Pese a la existencia e implantación de este sistema en otros países europeos, de los cuales se puede obtener una base para establecer su funcionamiento, no existen actualmente países con la misma casuística que España con el que se pueda comparar su implantación. Diferencias en el mix de materiales de envasado nacional, en la representatividad de los envases reutilizables en el mercado, en la distribución de establecimientos comerciales, en los hábitos de consumo y comportamiento, en la dispersión poblacional o en la tipología de hogares, entre otros aspectos, marcan notables diferencias que dificultan plantear ciertas analogías con algunos países en los que ya está implantado el sistema y poseen cierto recorrido en su desempeño.

Del mismo modo, es difícil predecir las consecuencias y repercusiones reales que producirá la implementación del SDDR sobre los envases excluidos de este sistema, que continuarán siendo gestionados a través del SCRAP en el Sistema B. Los efectos pueden producirse tanto a nivel de aportación del ciudadano en los contenedores amarillo y verde, como en términos de efectividades de recuperación en las diferentes instalaciones, o incluso en el grado de conservación de las infraestructuras actuales existentes.

A continuación se listan las principales limitaciones a la hora de abordar el estudio y cómo se han enfocado para minimizarlas.

Limitación 1. Se desconoce cuál será la tasa de retorno de envases en el SDDR.

> **Solución a.** Una posible solución habría sido aplicar al SDDR una tasa de retorno que hiciera que la tasa de reciclado global del Sistema B fuera la misma que la del Sistema A actual. **Esta opción se ha desestimado por no haber encontrado datos que corroboren la hipótesis suficientemente.**
>
> **Solución b**. Se toma la tasa de retorno que los promotores del SDDR afirman que se puede alcanzar en España: el 90%[41]. Esta tasa de retorno es la misma que otros estudios han evaluado previamente (Eunomia, 2012; Sismega, 2011; Institut Cerdà, 2012; INÈDIT, 2011).

Limitación 2. Se desconoce qué proporción de establecimientos de cada tamaño usarán una recogida manual o automática en el SDDR.

> **Solución**. Para este dimensionamiento, se han realizado varias reuniones y un proceso de reflexión con asociaciones que representan a los diferentes tipos de establecimientos

[41] En el Anexo 8.7 se presentan tablas con las tasas de retorno alcanzadas en diferentes países o estados de Estados Unidos, Canadá, Australia y Europa con un SDDR implantado. Como se detalla en el anexo, no en todos los casos se puede rastrear el origen de estos datos ni constatar en informes oficiales que el dato se refiere a la "tasa de retorno de envases SDDR" y no a la "tasa de reciclado global" (incluyendo otras vías de recuperación como incineración, recuperados de la fracción resto o vía contenedor amarillo). En otros casos no reportan de forma diferenciada la tasa de retorno de envases de un solo uso y reutilizable. Por lo tanto, hay que tener cuidado con la comparación de los datos.

(ASEDAS, ACES y ANGED y CEC), quienes, finalmente, conocedoras de su negocio, han aportado estos datos. En el capítulo 7, se encuentran más detalles.

Limitación 3. Se desconoce cuál será el comportamiento de la ciudadanía respecto a la implantación del SDDR una vez tenga información correcta del mismo porque se verá obligado a su uso. Su opinión del SDDR y dicho comportamiento tiene consecuencias sociales evidentes, pero también ambientales y económicas, no solo de dimensionamiento del SDDR sino también de cambios de hábitos respecto a la gestión de los residuos no-SDDR.

Solución. Como no se encontró ningún estudio suficientemente riguroso en el estado español, se ha subcontratado a la empresa FOCUS Estrategias de Comunicación, que ha realizado un estudio de percepción ciudadana. Algunos de los resultados de la encuesta telefónica realizada (Instituto APOLDA, 2016) han sido utilizados como *inputs* para dimensionar los dos sistemas que se comparan en el Proyecto ARIADNA (Sistemas A y B).

Limitación 4. Se desconoce cómo afectará una disminución de la llegada de residuos y el cambio en su composición sobre las efectividades de las plantas de selección para los diferentes materiales considerados provocadas por la implantación del SDDR.

Solución. Para obtener un valor previsto, se ha contactado con ASPLARSEM (más información en el Anexo 1.1).

Limitación 5. Se desconoce cómo afectará la implantación del SDDR, sobre la contenerización del SCRAP, con una disminución de la llegada de residuos y el cambio en su composición.

Solución. Para obtener un valor previsto, se ha contactado con la FEMP (ver Apartado 8.1. donde se detallan los argumentos aportados por esta entidad).

Limitación 6. Se está comparando el sistema de gestión de residuos de envase actual, con sus ineficiencias, con un sistema de SDDR que se ha diseñado como óptimo, escogiendo generalmente las opciones más favorables a este sistema en el dimensionamiento y modelización.

Solución. Se ha realizado un análisis de sensibilidad de variables (como el porcentaje de residuos recogidos mediante contenedor amarillo, la efectividad de selección de las plantas de selección de envases o el aumento de recogidas selectivas en el ámbito privado) con datos plausibles, para poder comparar un Sistema A "mejorado" respecto al Sistema B modelizado, y ver si se producirían o no cambios en los resultados obtenidos.

Limitación 7. En el estudio sólo se han incluido las vías de recuperación de envases ligeros y de vidrio mayoritarias en España (recogida en contenedores de recogida selectiva, recogidas selectivas en el ámbito privado y recogida en contenedor en masa) que son sufragadas por los SCRAP. No se han incluido otras opciones como el bolseo (o recogida puerta a puerta) o la recogida neumática.

Comentario. A pesar de que estas opciones minoritarias no se han incluido, esto se ha aplicado tanto al Sistema A como al B, por lo que la comparativa entre ambos sistemas no debería verse demasiado influenciada por su exclusión.

Limitación 8. No se han incluido los procesos menores de triaje y de clasificación que tienen lugar en algunas plantas de transferencia.

> **Comentario.** La exclusión de estos procesos se considera no influyente en los resultados por tratarse de un proceso minoritario tanto para el Sistema A como para el B.

Limitación 9. No se incluye el fraude, ni para el Sistema A ni para el B (con la implantación del SDDR).

> **Comentario.** No se han encontrado datos para su cuantificación.

6. DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL SCRAP

6.1. Consideraciones generales

En este apartado, se describe de forma detallada el funcionamiento de los SCRAP actuales de Ecoembes y Ecovidrio. A diferencia del caso del SDDR (capítulo 7), no ha sido necesario dimensionar el Sistema A, puesto que se trata del sistema actual en funcionamiento, del cual se conoce su estructura y desempeño. No obstante, para el SCRAP del Sistema B y debido a la implementación del SDDR, que ha provocado cambios en la aportación y en la composición de los residuos gestionados por esta vía, ha sido necesario ajustar algunos parámetros de funcionamiento.

Dentro del conjunto de operaciones de gestión de residuos que se realizan bajo el marco de actuación de los SCRAPs, se incluyen todas las actividades desde que los residuos se generan en los hogares hasta la última fase de su tratamiento: contenerización, recogida y transporte, transferencia, tratamiento y acondicionamiento de los residuos, y reciclaje.

Bajo el marco de actuación del SCRAP, se han considerado el conjunto de vías de recogida y recuperación de envases que son directamente gestionadas, o bien sufragadas por Ecovidrio y Ecoembes (ver Cuadro 6.1). Estas vías de recuperación son las descritas en el Apartado 5.1, de definición de los sistemas en estudio.

Vías de recogida y recuperación de envases

- Recogida selectiva municipal a través de los contenedores destinados a tal fin,
- Recogida selectiva complementaria de ámbito privado realizadas por gestores autorizados de residuos, y
- Recogida en masa de la fracción resto.

Cuadro 6.1 Marco de actuación de los SCRAP (EELL y vidrio) actuales.

6.2. Contenerización

La elección del sistema de recogida selectiva y la contenerización corresponde a las distintas Entidades Locales, responsables de poner en marcha un programa de recuperación de residuos de envases. Aspectos tales como la población a la que se tiene que dar servicio y su dispersión, la disponibilidad de espacio físico para los contenedores, el sistema de recogida de RSU ya implantado, la tipología urbanística, las inversiones a realizar o las condiciones de contratación de los servicios de recogida, son determinantes a la hora de realizar dicha elección.

La decisión sobre el sistema de contenerización a implantar no sólo tiene influencia en el resultado de la fase de recogida, sino que condiciona el resto de operaciones que integran un programa de reciclado: la clasificación, la recuperación y, en su caso, el reciclado final.

Además de los aspectos anteriormente mencionados, el factor más decisivo para que el ciudadano colabore en el programa de recogida (sobre todo en el caso de las selectivas) es la distancia a recorrer (según un estudio de FEMP, 2007). Por ello, las áreas de aportación deben estar situadas en zonas estratégicas que den servicio al mayor número de habitantes con los menores desplazamientos posibles. A nivel global, podemos distinguir entre dos modelos genéricos de sistemas de recogida selectiva en lo referente a la disposición de los contenedores:

- Contenerización en áreas de aportación, donde se utilizan contenedores de gran capacidad (tipo iglú o carga lateral) que disponen de unas bocas u orificios adaptados para introducir los residuos en la parte superior, y que favorecen la calidad del material recogido.

- Contenerización mediante contenedor en acera, para la que se utilizan contenedores de menor tamaño (de tipo carga trasera, aunque ocasionalmente se utilizan contenedores de carga lateral). Se sitúan junto a los contenedores de basura tradicionales, cerca de las viviendas de los ciudadanos. Este método es más cómodo para los ciudadanos, por su proximidad, lo que asegura una alta participación, aunque existe cierto riesgo de un mayor índice de "impropios" o materiales no solicitados.

En el mercado existen distintos tipos de contenedores que pueden adaptarse a las necesidades requeridas (ver Tabla 6.1). Estos son muy similares para las diferentes vías de recogida y fracciones, para las que sólo cambia el color del contenedor que determina el material solicitado.

Además del uso de contenedores (bien en superficie, bien soterrados), existen otras vías de recuperación minoritarias que también son sufragadas por los SCRAP. Éstas son el bolseo (o recogida puerta a puerta, en el caso de los EELL)[42] y la recogida neumática[43]. **A efectos de este estudio, sin embargo, sólo se ha considerado la recogida utilizando los sistemas mayoritarios, es decir, la recogida en contenedor tanto para el Sistema A como para el B[44].**

[42] Sistema de recogida en el que las bolsas de basura se depositan sobre la acera, al lado de cada portal. En algunos casos cada portal tiene un pequeño contenedor que guardan durante el día y sacan a la calle en el horario de recogida.

[43] Sistema de recogida consistente en el depósito de los residuos en los buzones soterrados que están conectados a una central de recepción mediante tuberías y en la que el traslado del material se produce por medio de vacío. Generalmente está destinada a la recogida de la fracción resto.

[44] Según datos facilitados por Ecoembes en su página web (consulta 30/11/2016), en el año 2015 el uso de recogida neumática y de bolseo suponían, respectivamente, un 0,7% y un 1,5% de los sistemas de recogida implantados en España.

Tabla 6.1. Tipología de contenedores más frecuentes [45]

Tipos de contenedores			
	Capacidad		Tipo de residuos que recoge
	Pequeños 2 ruedas	60 litros	Materia orgánica Envases Resto
		80 litros	
		120 litros	
		240 litros	
		360 litros	
	Grandes 4 ruedas	660 litros	Materia orgánica Envases Resto
		800 litros	
		1.100 litros	
		2.400 litros	
		3.000 litros	
		3.200 litros	
	1.800 litros		Papel/cartón Envases Resto
	2.400 litros		
	3.200 litros		
	Iglú circular	2.500 litros	Papel/cartón Envases Vidrio
		3. 000 litros	
	Iglú rectangular	2.500 litros	

En cuanto al número de contenedores para EELL y de vidrio, se han considerado la totalidad contenedores instalados en España en 2014 facilitados por Ecoembes y Ecovidrio. El número y las características de estos contenedores se recogen en el inventario ambiental (Apartado 8.2). Para el Sistema B, después de conversaciones mantenidas con la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP) y con otros miembros del Panel de Partes Interesadas (PPI) del proyecto, se ha decidido mantener el mismo número de contenedores, puesto que su número y ubicación no está tan determinado por la aportación y la efectividad de recogida como por dar un servicio al ciudadano (garantizar la proximidad). No obstante, y como se verá más adelante (Apartado 8.4.2), el ajuste del Sistema B se ha realizado en términos de frecuencia de recogida[46].

Respecto a los contenedores de recogida en masa, no se han encontrado datos sobre el número total de contenedores instalados en España. Este dato ha sido estimado a partir de una fórmula que se recoge en el inventario ambiental (Apartado 8.2).

En cuanto al impacto económico, en el caso de los EELL, el coste se encuentra en la cuenta de resultados auditados de Ecoembes (por la fórmula de pago a las entidades locales) en la partida destinada a recogida y transporte. En el caso del vidrio, en la cuenta de resultados de Ecovidrio

[45] Fuente: FEMP, 2007.

[46] Por simplificación del estudio se ha decidido ajustar el sistema de recogida del escenario B mediante el cambio en la frecuencia y no mediante cambios en la capacidad de los contenedores instalados.

existe una partida específica para costes de contenerización, limpieza y mantenimiento. El detalle y la cantidad de estas partidas pueden consultarse en el inventario económico (Apartado 9.3).

6.3. Recogida y transporte

La recogida de los residuos urbanos consiste en el conjunto de operaciones y medios que las entidades locales ponen a disposición de los ciudadanos para realizar la recolección de los residuos depositados en los contenedores, y efectuar su traslado a las plantas de tratamiento o de destino final (incineración o vertedero).

Existen en la actualidad distintas modalidades de recogida: recogida mediante camión con carga trasera, carga superior, carga lateral o bilateral; recogida mediante contenedores soterrados con elevación hidráulica o neumática; recogida neumática o recogida puerta a puerta.

A efectos de éste estudio**, sólo se han considerado las opciones de recogida mayoritarias**, que corresponden a:

- **Recogida en camión con carga trasera** (Imagen 6. 1)[47]. Se realiza a través de la recolección de los contenedores adaptados a la carga trasera. El vehiculo de recogida está compuesto por un elevador de carga del contenedor, una cámara de compactación y una tolva de descarga. Algunos vehiculos cuentan con volumenes de caja diferenciados (bicompartimentados) empleándose en los casos de recogida conjunta con la fracción resto[48]. Las capacidades de la caja oscilan entre los 10m^3 y los 30m^3 aproximadamente.

Imagen 6. 1 . Ejemplo de camión de carga trasera.

[47] Fuente: www.rosroca.com

[48] Aunque técnicamente esta opción existe, a nivel de este estudio y del modelo de recogida empleado, no se ha considerado la recogida conjunta de las fracciones de EELL y de fracción resto. Se ha asumido una recogida diferenciada para cada una de las fracciones: EELL, fracción resto y vidrio.

- **Recogida en camión con carga superior** (Imagen 6.2)[49]. Se realiza mediante la recoleción de los contenedores adaptados a la carga superior tipo iglú. El camión recolector posee un sistema de grua o gancho de carga del contenedor, una cámara de compactación y una tolva de descarga. Este tipo de recogida permite reducir la frecuencia debido a los contenedores de alta capacidad, abaratando el coste operativo. Como inconveniente, la distancia a recorrer entre el domicilio y el contenedor suele ser mayor que en contenedores de menor volumen.

Imagen 6.2 Ejemplo de camión de carga superior.

- **Recogida en camión con carga lateral** (Imagen 6.3)[49]**.** Se realiza mediante la recolección de los contenedores descritos de carga lateral. El vehiculo recolector cuenta con una cámara de compactación, una tolva de descarga y unos brazos elevadores. Además, cuenta también con unas cámaras que ayudan al conductor a situarse junto al contenedor para realizar la captación y la descarga del mismo. Al prescindir del operario y necesitar solamente al conductor los costes operativos son bajos.

Imagen 6.3 Ejemplo de camión de carga lateral.

Para la recogida actual del Sistema A con estas opciones, existen datos bibliográficos sobre distancias y consumos de diésel promedio en diferentes ámbitos de recogida. Sin embargo, puesto que en el Sistema B se pueden producir cambios en la operativa del mismo (disminución de la frecuencia de recogida, por ejemplo), esto imposibilitaría utilizar los datos existentes para el Sistema B. Para tratar los dos sistemas del mismo modo, y que la comparación sea consistente, se ha optado por buscar una alternativa al uso de datos bibliográficos.

Para determinar la distancia promedio recorrida, el consumo de diésel y el porcentaje promedio de carga (en peso) asociado en ámbos sistemas, se ha optado por utilizar el modelo predictivo desarrollado en el marco del proyecto LIFE+ FENIX (Bala A., 2015). Este modelo tiene en cuenta numerosos aspectos necesarios para el dimensionamiento del sistema como son:

- el tipo de recogida empleado (lateral, superior o trasera);
- el volumen de la caja del camión;
- el número y volumen de los contenedores;
- la distancia promedio entre los contenedores;
- la distancia entre el parking del camión y el primer contenedor;

[49] Fuente: www.rosroca.com

- la distancia entre el final de la recogida y el punto de descarga (en planta de transferencia o de tratamiento);
- la distancia desde el punto de descarga hasta el aparcamiento; la velocidad media de desplazamiento y el rendimiento (en términos de contenedores recogidos por hora).

Así mismo, el modelo considera el tiempo disponible en la jornada laboral y descuenta el tiempo empleado en cada una de las operaciones. En función del tiempo disponible una vez ha finalizado el primer ciclo de recogida, se determina si el camión efecturará un segundo y tercer ciclo. Otro condicionante para determinar si se efectuará este segundo o tercer viaje es que haya en los contenedores restantes, por lo menos, una cuarta parte del volumen que puede recolectar el camión.

Los **datos utilizados para operar este modelo así como los resultados obtenidos se detallan en el inventario ambiental** (Apartado 8.2). En cuanto a los **costes,** en el caso de los EELL, como se ha comentado anteriormente, existe una partida específica de la cuenta de resultados auditadas de Ecoembes que incluye la recogida. En el caso del vidrio, los costes de la recogida están recogidos asimismo en su cuenta de resultados. **Los detalles y el importe de estas partidas pueden consultarse en el inventario económico** (Apartado 9.3).

6.4. Transferencia

Los residuos que han sido recogidos a través de los vehículos recolectores pueden pasar por una planta de transferencia o ir directamente a tratamiento. Una estación de transferencia es una instalación, ubicada en un punto próximo en las ciudades, en la que los vehículos recolectores hacen el trasvase de su carga a otros vehículos de mayor capacidad. Esto permite optimizar la operación de transporte hasta los centros de tratamiento de los residuos o hasta el destino final (vertido o incineración). En algunas de ellas, se efectúa algún proceso menor de triaje y de clasificación de las fracciones de residuos, con el fin de mejorar las características de los residuos enviados a las instalaciones de tratamiento[50]. La transferencia de residuos puede producirse tanto en la recogida domiciliaria de EELL, como de vidrio y de RSU.

En las recogidas de ámbito privado no se produce esta transferencia intermedia, ya que son los operadores independientes los que recogen y transportan directamente los residuos hasta su lugar de tratamiento.

No se ha encontrado un dato oficial del número de instalaciones de transferencia en nuestro país. Como aproximación, y según el estudio realizado por el Laboratorio Nacional de Energía e Geología (LNEG) en el marco del proyecto FENIX, en el año 2012 existían en España 236[51] instalaciones de transferencia de residuos LNEG, 2012.

[50] Este proceso de triaje no ha sido considerado en el estudio. Las instalaciones de transferencia se han considerado como instalaciones que simplemente agrupan residuos y abaratan costes de transporte.

[51] Según datos del PEMAR, 2015, en España existen 168 estaciones de transferencia, excluyendo las comunidades autónomas para las que no se dispone de datos (Baleares, Castilla-la-Mancha, Ceuta, Comunidad Valenciana, La Rioja, Melilla, Navarra y País Vasco)

El tamaño de este tipo de instalaciones puede variar en función de la capacidad de tratamiento, distinguiéndose entre plantas pequeñas (<100 t/día), medianas (100 a 500 t/día) y grandes (> 500 t/día). Los métodos más habituales de carga son:

- directa, cuando el contenido de los camiones recolectores se descarga directamente en vehículos transportadores de mayor capacidad; o
- indirecta, cuando el contenido de los camiones recolectores se vierte en fosos para su almacenamiento y posteriormente se carga en camiones.

A nivel operacional, se distinguen tres tipos de plantas, todas ellas consideradas en este estudio:

- **Con compactación** (Imagen 6. 4). Estaciones destinadas a aumentar la densidad de los residuos mediante la compactación del material a través de compactadores. Se obtienen altas eficiencias en el transporte.
- **Sin compactación o piso móvil.** Estaciones en las que el material no es compactado, pero supone un transbordo directo del material a un camión de mayor capacidad. El camión puede ser cargado por una pala cargadora o a través de las instalaciones con piso móvil, donde la carga en camión se produce a través de una tolva situada a mayor nivel y el camión puede ir desplazándose en el proceso de carga para conseguir una mejor distribución en la caja.
- **Lanchas de acopio.** Estaciones destinadas al almacenamiento sin compactación de los residuos. Son específicas para los residuos de vidrio.

Imagen 6. 4 Ejemplo de planta de transferencia con compactación[52].

[52] Fuente: www.cogersa.es

El porcentaje de residuos de EELL y de vidrio que pasan por este tipo de instalaciones en el Sistema A ha sido facilitado por Ecoembes y Ecovidrio (siendo el 21% y el 53%, respectivamente). En el caso de los EELL se ha considerado que el tipo de instalación es con compactación mientras que para el vidrio se ha considerado una lancha de acopio. Para el Sistema B se han mantenido las mismas proporciones y el mismo tipo de instalaciones[53]. En el caso del residuo recogido en masa, se ha considerado que el 100% pasa por una planta de transferencia con compactación[54]. En el inventario ambiental (Apartado 8.2) se detalla el origen de los datos ambientales utilizados y las cantidades de entrada en cada sistema.

6.5. Tratamientos de recuperación y transformación

Los residuos, una vez recogidos, previo paso por una planta de transferencia o no, son enviados a diferentes instalaciones para ser tratados.

En el caso de los envases objeto de este estudio, los tratamientos recibidos por las fracciones recuperadas de forma selectiva o bien en masa tienen por objetivo recuperar materiales reciclables y, en el caso de los rechazos, facilitar su uso como fuente de energía o adecuarlos para su posterior envío a vertedero.

6.5.1. Plantas de Selección de Envases Ligeros

Una planta de selección de envases ligeros es la instalación especializada en la clasificación y recuperación de los diferentes tipos de envases ligeros procedentes de la recogida selectiva a través de los contenedores amarillos (Imagen 6. 5).

Según datos facilitados por Ecoembes, en el marco temporal del estudio (año 2014), en España habían funcionado un total de 96 plantas de selección de envases, 54 de las cuales eran automatizadas, seleccionando el 77% en peso de los residuos, y 42 manuales, seleccionando el 23% en peso de los residuos recogidos selectivamente (informe ECOEMBES, 2016 con resultados de 1997 hasta 2016).

[53] Se ha asumido que la implantación de un SDDR no tendrá efectos en las tecnologías y el funcionamiento de este tipo de instalaciones.

[54] Se ha asumido este porcentaje, por desconocimiento de la proporción real de envases que pasan por plantas de transferencia con o sin compactación. Este se ha aplicado tanto al Sistema A como al B.

Imagen 6. 5 Ejemplos de triaje de materiales en plantas de selección de envases[55].

El proceso de tratamiento de una planta de selección de EELL se divide en los cuatro grupos principales de operaciones que se describen a continuación[56]. Estas operaciones pueden ser diferentes en función del grado de automatización de las plantas de selección.

1. **Recepción y almacenamiento.** Los vehículos con los residuos de envases recolectados de la vía pública llegan a la instalación de selección pasando por el control de accesos y por pesada en báscula. Los residuos son descargados en la playa de descarga o foso para su homogeneización y posterior alimentación con pala cargadora o pulpo respectivamente, dependiendo de la instalación. La pala cargadora o pulpo retira materiales más voluminosos, homogeniza y apila el material.

2. **Pre-tratamiento.** El material es descargado en el alimentador primario, encargado de alimentar y dosificar la línea de tratamiento. A continuación, y si es necesario, se produce el triaje de voluminosos, cuando se retiran los materiales susceptibles de provocar atascos posteriores en el resto de la línea (sábanas de film, cartonaje, residuos eléctricos y electrónicos, etc.). El dispositivo abre-bolsas produce el desgarro y vaciado de bolsas, homogeneizando el caudal a la vez que rompe botellas para su vaciado. Los componentes de las bolsas se someten a un proceso de cribado por medio de un trómel o criba giratoria que realiza una primera clasificación por tamaño para separar los EELL de elementos inertes de pequeño tamaño (hundido de finos) y voluminosos (rebose). Los componentes de tamaño intermedio, con alto contenido en envases reciclables, continúan el proceso hacia el separador balístico, donde se produce una clasificación por densidades para separar el material ligero-planar (film[57]) del material pesado-rodante (envases).

   En aquellas instalaciones en las que las operaciones de selección se llevan a cabo de forma manual, el material procedente del trómel es conducido directamente a la cabina de selección donde los operarios trían los materiales solicitados que circulan a través de la cinta y seleccionan de manera manual los distintos materiales susceptibles de ser

[55] Fuente: Ecoembes y www.cogersa.es (02/12/2016).

[56] Información adaptada del libro "Plantas de Selección de Envases Ligeros" de ECOEMBES, 2016.

[57] Papel/Cartón.

recuperados. En algunas plantas manuales, los metales son cribados previamente al triaje manual mediante un separador magnético (férricos) y de corrientes de Foucault (aluminio).

3. **Selección de materiales:** En esta fase se separan los distintos materiales en función de su composición.

   - Separación por aspiración neumática. Su principal objetivo es seleccionar el film del flujo de planares y el de limpiar de materiales de film los flujos de rodantes, ya que dichos materiales entorpecen la selección del resto de materiales. El material seleccionado es sometido a un control de calidad manual para separar impurezas. Posteriormente, se almacena para su preparación para expedición (prensado).

   - Separación magnética: El flujo de rodantes de la separación balística es sometido a selección de materiales magnéticos (acero) mediante separadores del tipo over-band. Del mismo modo, las fracciones de finos del trómel y del separador balístico son sometidas a selección de materiales magnéticos antes de pasar a formar parte de los rechazos de la selección.

   - Separación óptica: el flujo de materiales rodantes que no han sido seleccionados por el separador magnético se somete a separaciones ópticas por infrarrojos para seleccionar los envases de: PET, PEAD, Brik, Plástico Mezcla.

   - Separación de inducción: El flujo de materiales no seleccionados por medio de la separación óptica es sometido a selección de metales no magnéticos (aluminio) mediante un separador de corrientes de Foucault.

   - Separación manual: Los materiales no seleccionados de los flujos de rodantes y de planares convergen en una cinta sobre la que son sometidos a triaje manual o automático. El resto no seleccionado pasa a formar parte de los rechazos de la selección.

4. **Controles de calidad, adecuación de los materiales seleccionados y gestión del rechazo.** Con el fin de cumplir los requerimientos establecidos en las Especificaciones Técnicas de Materiales Recuperados (ETMR) de Ecoembes (Anexo 6.2), antes de ser prensados, los materiales seleccionados automáticamente son sometidos a un control de calidad mediante triaje negativo manual[58] para retirar los impropios que formarán parte del rechazo de planta. El material de rechazo de la instalación es compactado o almacenado en contenedores para su posterior envío a vertedero o incineración, mientras que los materiales seleccionados se almacenan temporalmente en silos o tolvas hasta alcanzar la cantidad de una bala de material para ser transportados hasta la prensa para su enfardado. Los plásticos y brik son prensados en la prensa multimaterial mientras que los metales son prensados aparte en una prensa acorde a

[58] Se denomina triaje negativo o de control de calidad cuando los materiales que se seleccionan son las impurezas que contienen los materiales seleccionados automáticamente y que han de retirarse para el cumplimiento de las ETMRs. Se utiliza el término triaje positivo o secundario, cuando los materiales que se seleccionan manualmente son directamente requeridos para su posterior prensado y venta. Este triaje está dispuesto en el fin de línea del proceso en plantas automáticas.

sus características. El cumplimiento de calidad de los materiales seleccionados y prensados, listos para ser expedidos a un reciclador, se verifica a través de controles de calidad[59].

Imagen 6. 6 Ejemplos de balas de materiales recuperados[60].

En este estudio **se ha considerado el mix de plantas de selección de envases manuales y automáticas para España, utilizándose datos diferentes en cuanto a consumos energéticos, eficiencias y costes para los dos tipos de instalaciones**. Las efectividades de recuperación y los datos de calidad de los materiales recuperados utilizados se detallan en el inventario ambiental (Apartado 8.2). El coste económico de este tipo de instalaciones se ha calculado a partir de la cuenta de resultados de Ecoembes, que incluye una partida de selección de envases ligeros. La ponderación del coste es de un 26,6% en plantas manuales y un 73,4% en plantas automáticas.

Para el escenario B, en el caso de las plantas automáticas, se ha supuesto una reducción del coste del 16%[61], que se imputa al sistema SDDR. La razón es que se considera que parte de la selección y pretratamiento del material SDDR se podría realizar en las actuales plantas de selección de EELL, con lo que deben tomar su parte alícuota del coste. En las plantas manuales, también se ha tenido en cuenta el número de operarios y turnos necesarios para su funcionamiento. En el escenario B, se ha considerado que en dichas plantas no sería necesaria

[59] Según se recoge en la página 15 del *Informe Anual de Ecoembes 2014, Selección del material, eficiencia y calidad de los procesos* (https://www.ecoembes.com/sites/default/files/informe-anual-2014.pdf), en 2014 se realizaron un total de 13.758 actuaciones de control de calidad en 299 instalaciones, tanto de selección como de valorización y reciclado.

[60] Fuente: www.amb.cat

[61] Este 16% del coste se ha considerado teniendo en cuenta una serie de supuestos el en cálculo. En el estudio se ha considerado que los envases SDDR recogidos de forma automática tienen que pasar por plantas de acondicionamiento donde los diferentes materiales de envase que vienen juntos se van a separar y a preparar para ser enviados al reciclador. La cantidad de estos envases en el sistema B suponen el 32% en peso del total de envases gestionados actualmente (sistema A) en las plantas de selección de envases. Adoptando un criterio conservador, se ha asumido que las plantas de acondicionamiento necesarias para gestionar los envases SDDR de forma automática no serán todas de nueva creación, sino que se aprovecharán las infraestructuras de las plantas de selección de envases (que en el sistema B estarán infrautilizadas). En concreto se ha supuesto que la mitad de los envases serán gestionados en plantas de selección de envases (correspondiente al 16%) y el resto en plantas de nueva creación (más detalles en el Apartado 7.9).

la presencia de uno de los dos operarios para el control de calidad de la selección del material PET (la mayor parte del cuál sería recogido mediante SDDR y no pasaría por una planta de selección de envases). En el inventario económico (Apartado 9.3), se detallan todos los valores utilizados.

6.5.2. Plantas de tratamiento Vidrio

Las plantas de tratamiento de vidrio (PTV) son instalaciones especializadas en la limpieza, clasificación y triturado, de forma manual y automática, del vidrio procedente de la recogida selectiva de envases a través de los contenedores verdes, para obtener calcín (vidrio triturado y limpio) listo para ser fundido (ECOVIDRIO, 2014).

El proceso de tratamiento en estas instalaciones (Imagen 6. 7) se puede dividir en 4 grupos principales de operaciones[62]:

1. **Recepción y almacenamiento.** Los vehículos con los residuos de envases recolectados de la vía pública llegan a la instalación de selección pasando por el control de accesos y por pesada en báscula. Una vez efectuadas estas operaciones, los envases de vidrio son descargados en una playa de almacenamiento. Mediante una pala cargadora, se traslada el vidrio recuperado desde la playa de descarga hasta una tolva de alimentación, que dosifica la descarga de material a unas cintas transportadoras encargadas de enlazar automáticamente las diferentes fases del proceso.

2. **Tratamiento.** La salida de la tolva es regulada por un vibrador de frecuencia variable dispuesto en el fondo de la misma. La frecuencia de vibración es controlada por una báscula de pesaje continuo, instalada en la primera cinta transportadora, siendo la combinación de ambos elementos lo que permite ajustar el ritmo de producción de la planta hasta la capacidad de gestión deseada (t/h).

   El material que avanza en la cinta transportadora es sometido a un proceso de separación magnética con el fin de retirar los materiales de carácter férrico, como son los tapones de botes y botellas. A continuación, el material pasa por una cinta transportadora plana, donde de forma manual se separa el vidrio verde a procesar, del vidrio blanco, bolsas de plástico, papeles y otros objetos de gran tamaño cuyo componente fundamental no sea vidrio.

3. **Cribado y separación óptica.** Tras la primera separación manual descrita, el material obtenido se vierte sobre una criba mecánica con tres granulometrías: vidrio de menos de 10 mm de diámetro, comprendidos entre 10 y 60 mm y de más de 60 mm de diámetro. Una vez clasificado el vidrio en las tres granulometrías descritas, se inician tres procesos diferentes en función del tamaño:

[62] Información adaptada de la página web de ANAREVI (www.anarevi.es) (15/11/2016).

- El producto menor de 10 mm se da por terminado y pasa a la sección de almacenamiento.

- El producto mayor de 60 mm es triturado en un molino de martillos y posteriormente cribado, separando los objetos de menor densidad (corchos, cápsulas, tapones…) del resto. El producto obtenido se reenvía al inicio del proceso repetidas veces hasta conseguir separar el vidrio de las impurezas.

- El producto de tamaño comprendido entre 10 y 60 mm es sometido a un proceso de selección óptica según se detalla a continuación:

  El vidrio es transportado mediante vibración a través de un canal distribuidor con cuatro salidas, por las que cae en función de su tamaño. A continuación, pasa por unos canales de alimentación, donde por medio de vibraciones se orientan los trozos en la posición idónea para ser procesados por las unidades de clasificación óptica.

  Las unidades de clasificación óptica distinguen el vidrio roto destinado a ser reutilizado, de los trozos de cerámica, piedras, porcelana y metal no férreo. Cada unidad dispone de unas boquillas de expulsión por aire comprimido, gobernadas por un módulo electrónico capaz de diferenciar la opacidad o transparencia de las partículas que pasan por su campo de acción.

  Las partículas de transparencia prefijada se toman como vidrio recuperado y se envían a la sección de almacenamiento. Las partículas rechazadas son sometidas a un segundo escalón de clasificación, dando como resultado material rechazado que se envía al silo correspondiente, o material dudoso que se reenvía al inicio del proceso para su reclasificación.

  En los procesos de trituración y transporte por vibración, se desprenden trozos de papel adherido al vidrio (etiquetas) que son aspiradas por medio de un ciclón con exclusa, red de tuberías y toberas de aspiración.

  El vidrio recuperado o “calcín” (vidrio seleccionado, limpio y molido) es conducido por medio de una cinta transportadora hasta la zona de almacenamiento, para su posterior carga y transporte en camiones a los hornos de fusión de vidrio.

4. **Controles de calidad, adecuación de los materiales seleccionados y gestión del rechazo.** Durante el proceso de tratamiento, se realizan regularmente minuciosos controles de calidad para conseguir la materia prima secundaria (el calcín) exigida para la fabricación del nuevo envase de vidrio o del producto a elaborar (Anexo 6.5).

Imagen 6. 7 Proceso de descarga, cinta transportadora y calcín obtenido[63].

Según datos facilitados por Ecovidrio, el 57% de las toneladas directamente gestionadas por el SCRAP pasan por una planta de tratamiento y son vendidas como vidrio limpio a las vidrieras. El 43% restante es vendido como vidrio sucio a las vidrieras, quienes realizan un proceso de tratamiento en sus propias instalaciones o bien en otras instalaciones externas. Para poder utilizar el precio de venta promedio calculado a partir de los datos económicos proporcionados por Ecovidrio, esta misma proporción de vidrio limpio y sucio se ha aplicado a las toneladas recuperadas por operadores independientes (más detalles se pueden encontrar en el inventario económico, Apartado 9.2).

A **nivel ambiental, se ha considerado que todas las toneladas recuperadas pasan por un proceso de tratamiento**. La efectividad de recuperación y la calidad del material recuperado utilizadas se detallan en el inventario ambiental (Apartado 8.2). El **coste económico** de este tipo de instalaciones **se ha calculado a partir de la cuenta de resultados de Ecovidrio** (más información en el inventario económico, Apartado 9.2).

[63] Fuente: www.hablandodevidrio.com (02/12/2016).

6.5.3. Plantas de Tratamiento Mecánico-Biológico de la fracción resto

Las plantas de Tratamiento Mecánico-Biológico (TMB) son instalaciones automatizadas para el tratamiento de la fracción resto. A estas instalaciones llegan los residuos recogidos en masa, es decir, sin selección previa en el hogar. En este tipo de instalaciones se llevan a cabo dos procesos fundamentales: el tratamiento mecánico y el tratamiento biológico[64]. El tratamiento mecánico se aplica a todos los tipos de residuos e incluye la recuperación de materiales reciclables (envases, papel cartón y vidrio). El tratamiento biológico es exclusivo para la fracción orgánica. **A efectos de este estudio**, **sólo se tiene en cuenta el tratamiento mecánico de las TMB, que afecta a la unidad funcional bajo análisis**. El tratamiento biológico queda excluido.

Los procesos mecánicos llevados a cabo en las TMB para la recuperación de envases son muy similares a los utilizados en las plantas de selección de envases. **El impacto ambiental asociado a dichos procesos ha sido incluido en el estudio**. Las efectividades de recuperación, la calidad de los materiales recuperados y los inventarios de datos ambientales utilizados se detallan en el inventario ambiental (Apartado 8.2). En el Anexo 6.3 Se recogen las ETMR del material recuperado por esta vía. El **coste económico** de este proceso se ha calculado a partir de la partida correspondiente a selección de RSU en las cuentas auditadas de Ecoembes. Se puede encontrar información más detallada en el inventario económico (Apartado 9.3).

6.6. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje

Los materiales de envase recuperados a través de las plantas de selección de envases, de las plantas de tratamiento de vidrio o de las plantas de TMB, son enviados a los recicladores para su recuperación como materiales que puedan ser reintroducidos en el ciclo productivo. En el caso de los metales, estos pasan por instalaciones de pre-tratamiento, previo su envío a las fundiciones.

Es muy importante dejar claro dónde se considera que finaliza el proceso de reciclado para los diferentes materiales en este estudio, puesto que esto condicionará su posterior impacto ambiental (y también su impacto económico y social).

1. En el caso de los **plásticos**, el proceso de reciclado se considera que finaliza cuando se obtienen escamas o granza que pueden ser utilizadas en el sistema productivo como materia prima.
2. En el caso de los **metales**, el proceso de reciclado se considera que finaliza cuando se obtienen lingotes de acero o láminas de aluminio que pueden ser utilizados como materia prima en el sistema productivo.
3. En el caso del **vidrio**, el proceso de reciclado se considera que finaliza en la propia vidriera. En este caso, como se verá en el inventario ambiental (Apartado 8.3), es

[64] Recurso multimedia online de los procesos de tratamiento mecánico biológico en Ecoparc- Barcelona. Área Metropolitana Barcelona: http://www3.amb.cat/ema/visites/eco1/adults/

necesario determinar qué parte del impacto ambiental de este proceso se otorga al vidrio de origen virgen y qué parte al de origen secundario o reciclado.

En los siguientes apartados se describen los procesos de recuperación considerados en este estudio. En el inventario ambiental (Apartado 8.2) se detallan las fuentes de datos utilizadas para cuantificar su **impacto ambiental,** así como las cantidades de entrada a cada uno de los procesos en los Sistemas A y B. Cabe decir que en todos los casos se considera un proceso de transporte del material recuperado desde las plantas de recuperación hasta el reciclador. Las cantidades y los tipos de camiones considerados se detallan también en el inventario ambiental.

En cuanto a los **costes**, cabe mencionar que el coste de estas operaciones (transporte y reciclaje) está internalizado en el precio de venta de los materiales recuperados a través de plantas de selección de envases, de TMB o de recuperadores independientes. La cuantificación de los precios de venta para los Sistemas A y B se encuentra en el inventario económico (Apartado 9.3).

6.6.1. Pre-tratamiento y reciclaje de acero

Como se ha comentado con anterioridad, los envases de acero pasan habitualmente por un proceso de pre-tratamiento, previo a su envío a las fundiciones. Básicamente, en España se distinguen tres tipos de instalaciones de pre-tratamiento de acero AIMME, 2012:

1. **Recuperación** (sin fragmentado). Esto incluye un proceso de almacenamiento y la carga posterior en camiones más grandes (similar a la operación realizada por las plantas de transferencia).
2. **Recuperación y fragmentado.** Además del almacenamiento, incluye un proceso de fragmentación del material férrico.
3. **Recuperación y desestañado.** Además de los dos anteriores, incluye un proceso para eliminar el estaño – metal muy utilizado en las aleaciones de latas – y, por lo tanto, aumenta la calidad del material resultante.

A efectos de este estudio, tanto para el Sistema A como para el B, se ha considerado que un 30% del acero de envases pasa por instalaciones de recuperación, un 30% por las de recuperación y fragmentado, y el 40% restante por instalaciones de recuperación y desestañado AIMME, 2012. El acero de los procesos de pre-tratamiento es enviado a fundiciones donde es mezclado en diferentes proporciones (calidades), destinadas para diferentes aplicaciones. El tipo de tecnología utilizado para la fundición de este acero de origen secundario es el arco eléctrico. El calor necesario para fundir el metal es proporcionado por electrodos de carbón que crean un arco eléctrico entre los residuos de metal.

En el inventario ambiental (Apartado 8.3) se detalla el origen de los datos utilizados, las efectividades aplicadas, y las cantidades de entrada y salida en cada caso.

6.6.2. Pre-tratamiento y reciclaje de aluminio

Del mismo modo que ocurre con el acero, los envases de aluminio pasan habitualmente por un proceso de pre-tratamiento, previo a su envío a las fundiciones. Básicamente, en España se distinguen tres tipos de instalaciones de pre-tratamiento de aluminio AIMME, 2012:

1. **Recuperación** (sin fragmentado). Esto incluye un proceso de almacenamiento y la carga posterior en camiones más grandes (similar a la operación realizada por las plantas de transferencia).
2. **Recuperación y fragmentado.** Además del almacenamiento, incluye un proceso de fragmentación del material.
3. **Recuperación y separación de metales,** Además de los dos anteriores, incluye un proceso para eliminar fundamentalmente materiales férricos y otras impurezas que puedan existir.

A efectos de este estudio, tanto para el Sistema A como para el B, se han considerado que un 30% del aluminio de envases pasa por instalaciones de recuperación, un 30% de recuperación y fragmentado y el 40% restante por instalaciones de recuperación y separación de metales AIMME, 2012.

El aluminio saliente de los procesos de pre-tratamiento es enviado a fundiciones donde puede ser tratado mediante dos vías diferentes, dependiendo de la calidad o pureza del material de entrada:

a) fundición, refundición y moldeado de aluminio; o

b) refino y moldeado de aluminio.

A efectos de este estudio, y tanto para el Sistema A como para el B, se ha considerado que el 45% del aluminio pasa por el primer proceso y el 55% por el segundo (AIMME, 2012).

En el inventario ambiental (Apartado 8.3) se detalla el origen de los datos utilizados, las efectividades aplicadas, y las cantidades de entrada y salida en cada caso.

6.6.3. Reciclaje de PET

El PET pertenece a la familia de los termoplásticos, que son materiales polímeros que pueden moldearse fácilmente al calentarlos. Esta propiedad se mantiene a lo largo de todo su ciclo de vida. El reciclaje del PET es de tipo mecánico que cuenta con los procesos (ver Figura 6.1): selección limpieza y clasificación, un triturado, un lavado, una separación por densidades y un proceso de secado que lleva a la obtención de la escama reciclada (Imagen 6. 8).

En el inventario ambiental (Apartado 8.3) se detalla el origen de los datos utilizados, las efectividades aplicadas, y las cantidades de entrada y salida en cada caso.

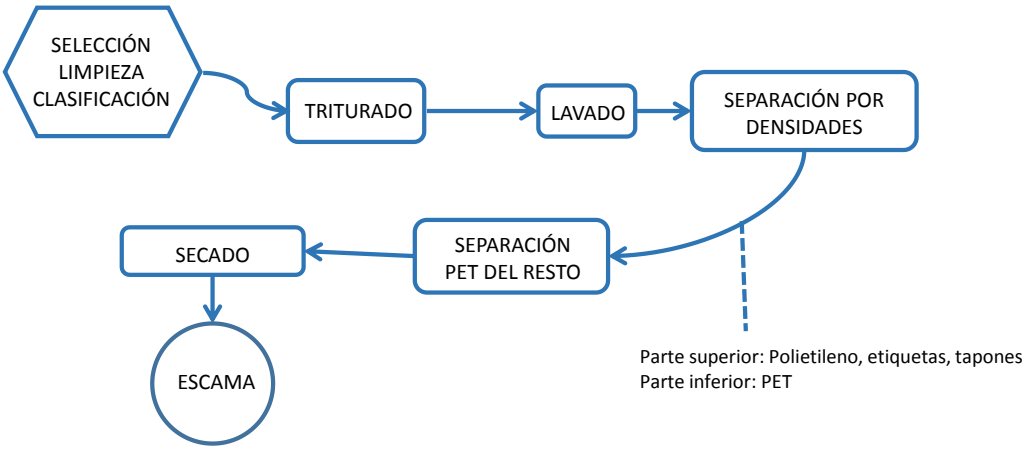


Figura 6.1 Esquema del proceso de reciclado mecánico del PET[65].

Imagen 6. 8 Escamas de PET recicladas[66].

6.6.4. Reciclaje de PEAD

El polietileno de alta densidad (PEAD) también es de la familia de los termoplásticos, como el PET, y su proceso de reciclado también es un reciclado mecánico (ver Figura 6.2). La única diferencia respecto al reciclado del PET es que, en este caso, el material saliente de la separación por densidades se seca y después es extrusionado y convertido en granza (Imagen 6. 9).

En el inventario ambiental (Apartado 8.3) se detalla el origen de los datos utilizados, las efectividades aplicadas, y las cantidades de entrada y salida en cada caso.

[65] Fuente: UPM, 2014.

[66] Fuente: http://tecnologiadelosplasticos.blogspot.com.es/ (05/12/2016).

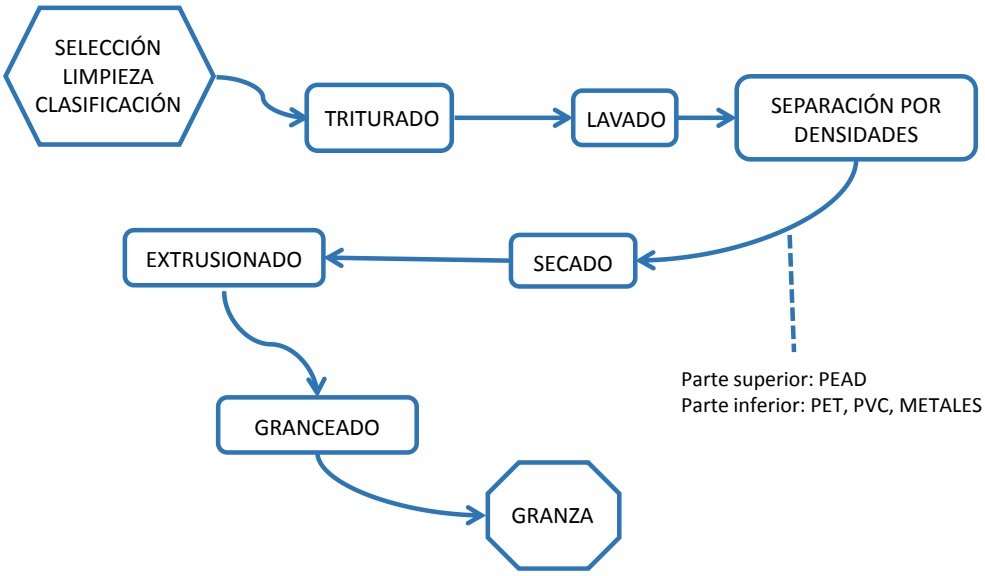


Figura 6.2 . Esquema del proceso de reciclado mecánico del PEAD[67].

Imagen 6. 9 Granza de PEAD reciclada[68].

6.6.5. Reciclaje de film

Las balas de film que llegan al reciclador corresponden a una mezcla de diferentes polímeros que proceden fundamentalmente de bolsas de plástico de un solo uso y de films de embalaje. En su composición, se encuentran tanto polietilenos de alta como de media y baja densidad, así como PVC, polipropileno o poliestireno (la mayor proporción corresponde al polietileno (UPM, 2014).

Como con el resto de los plásticos, el reciclado que se ha considerado en este estudio es el reciclado mecánico. Las operaciones del proceso de reciclado son muy similares a las del reciclado del PEAD y comprenden (ver Figura 6.3): la selección, limpieza y clasificación, un triturado o desgarrado, un lavado, una separación por densidades, un secado, un extrusionado y un granceado.

[67] Fuente: UPM, 2014.

[68] Fuente: www.flickr.com (Ecoembes) (05/12/2016).

En el inventario ambiental (Apartado 8.3) se detalla el origen de los datos utilizados, las efectividades aplicadas, y las cantidades de entrada y salida en cada caso.

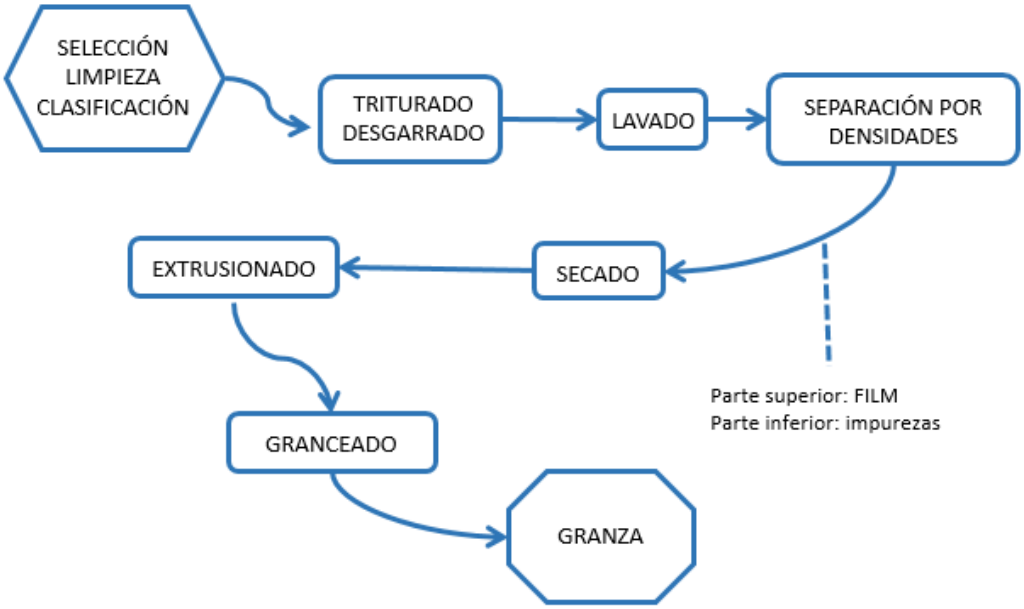


Figura 6.3 Esquema del proceso de reciclado mecánico del film[69].

Imagen 6. 10 Granza de PEAD reciclada[70].

6.6.6. Reciclaje de plástico mezcla

Como en el caso del film, las balas de plástico mezcla que llegan al reciclador contienen una proporción variable de diferentes polímeros que no son separados de forma diferenciada en las

[69] Fuente: UPM, 2014.
[70] Fuente: www.plasticos-reciclados.es (05/12/2016).

plantas de selección. Esta mezcla de plástico contiene polipropileno, poliestireno y PVC, entre otros UPM, 2014.

Su reciclado también es mecánico y comprende las operaciones de: reclasificado en las diferentes materias plásticas y el reciclado mecánico de las mismas (ver *Figura 6.4*).

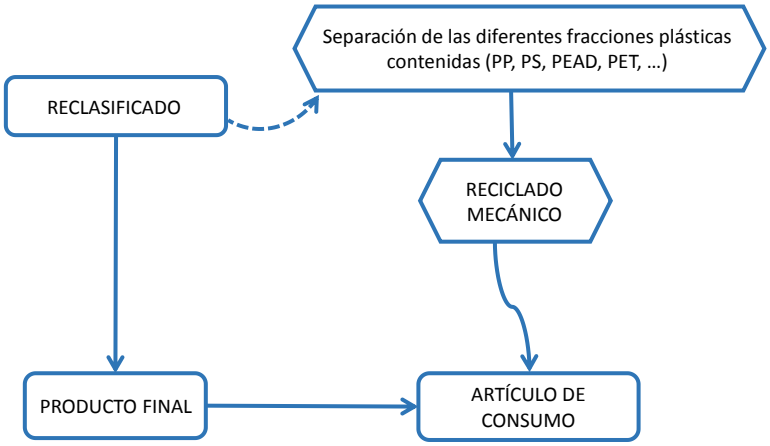


Figura 6.4 Esquema del proceso de reciclado mecánico del plástico mezcla[71].

6.6.7. Reciclaje de brik

El brik es un material compuesto por diferentes láminas de materiales que le confieren diferentes propiedades de envasado (ver Imagen 6. 10).

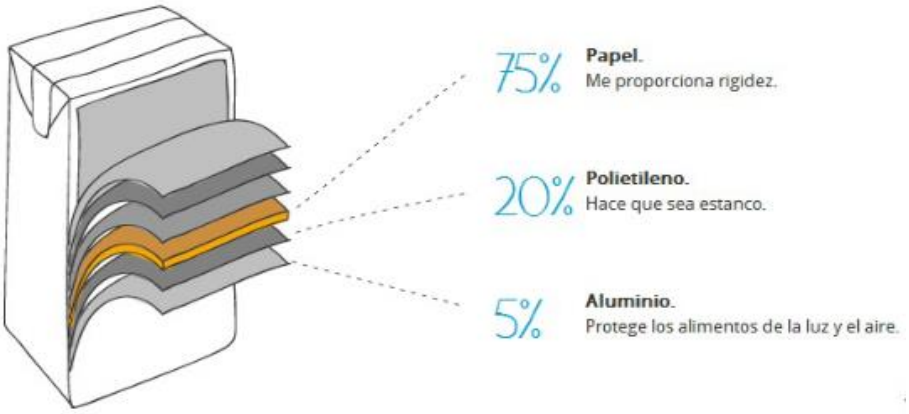


Imagen 6. 10 Composición del brik[72].

[71] Fuente: UPM, 2014.

[72] Fuente: www.tetrapak.com (05/12/2016).

Para su reciclado, es necesario separar los materiales que lo componen. A pesar de que algunas empresas comercializan el PE y el aluminio recuperados del brik mezclado con otros materiales plásticos para hacer perfilería de plástico para diferentes aplicaciones o recuperan energía y materiales de estos envases a través de un proceso de pirólisis[73], **a efectos de este estudio** no se han considerado estas opciones. Tanto en el Sistema A como en el B **se ha considerado que sólo se recupera la parte de papel/cartón del envase** y que los residuos del proceso de PE y aluminio son enviados a un vertedero. Las operaciones del proceso de reciclado se recogen en la Figura 6.5.

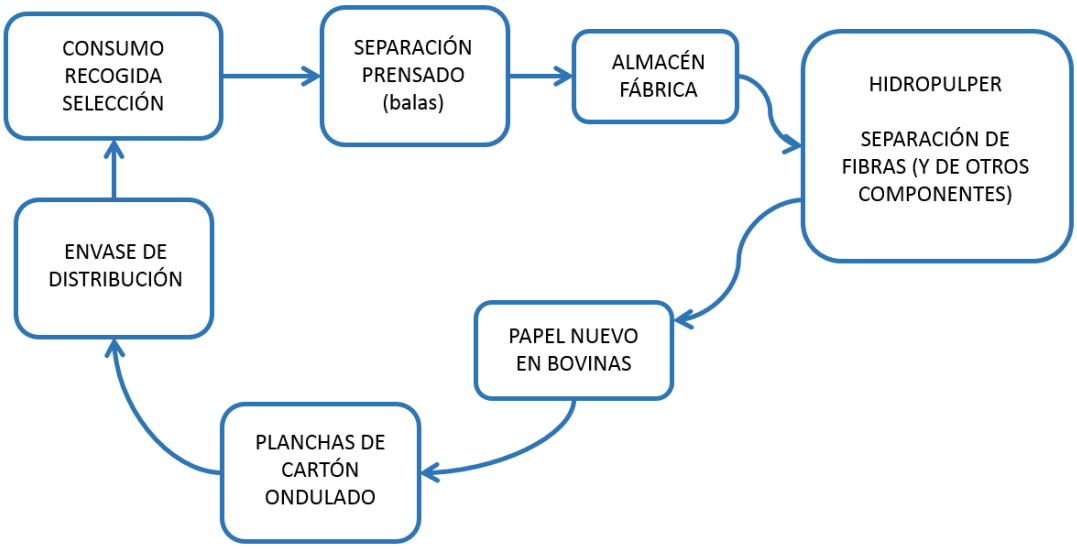


Figura 6.5 Esquema del proceso de reciclado del brik[74].

6.7. Tratamiento finalista

Los residuos de envases que no son recuperados en las plantas de selección de envases o en las plantas de tratamiento o pre-tratamiento, es decir, los rechazos de los procesos de separación, tienen dos opciones de tratamiento finalista[75]:

- plantas de incineración (con valorización energética) o bien
- vertederos controlados.

[73] En el transcurso del estudio se contactó con la empresa Stora Enso para obtener información ambiental sobre el proceso de pirolisis del brik. Sin embargo, no se pudieron obtener datos de esta tecnología ni de la propia empresa ni a través de fuentes bibliográficas. Por este motivo no se ha incluido como opción de reciclado del brik en este estudio para ninguno de los dos sistemas analizados.

[74] Fuente: Modificado de UPM, 2014.

[75] Si bien en la práctica, todos los impropios de materiales recuperables son enviados a reciclador, en este estudio, sólo se ha considerado esto en el caso de las botellas de PET.

En algunas Comunidades Autónomas, parte de los residuos de envases que son recogidos en el contenedor en masa son enviados a este tipo de tratamiento sin paso previo por una planta de tratamiento mecánico biológico. A continuación, se detallan los procesos que se llevan a cabo en este tipo de instalaciones.

6.7.1. Valorización energética

Las incineradoras de residuos están incluidas en el anexo II de la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados como una de las opciones de valorización energética de residuos. Este tipo de instalaciones permiten recuperar parte del contenido energético de los residuos para convertirlos en calor o en electricidad que pueda ser vendida a la red. Esta función añadida es complementaria a su cometido principal, que es el de "reducir el volumen y peligrosidad de los residuos, capturando o destruyendo sustancias potencialmente nocivas" (MAGRAMA, 2011).

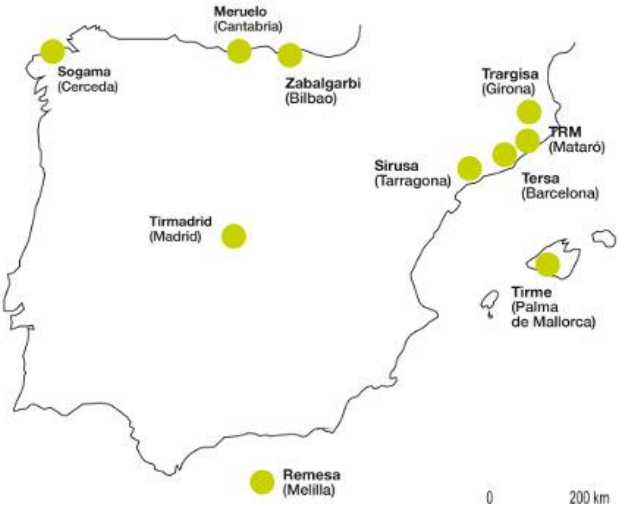


Figura 6.6 Situación de las plantas de recuperación energética de RSU en España[76].

En España existen actualmente 10 incineradoras de residuos con recuperación de energía (ver Figura 6.6). A diferencia de lo que ocurre en otros países de Europa, en España sólo se recupera energía en forma de electricidad en estas plantas y no en forma de calor, que también pueda ser aprovechado y distribuido a través de una red a tal efecto. Adicionalmente, algunas de estas incineradoras también recuperan metales (acero y aluminio), que son vendidos a recicladores para su reintroducción en el mercado, y vidrio, que forma parte de las escorias de incineración, y que son utilizadas por el sector de la construcción como material de relleno.

A continuación, se detallan los elementos y equipos principales que configuran una incineradora tipo de RSU (ver Figura 6.7).

1. **Descarga y almacenamiento.** Los vehículos con los residuos de envases recolectados de la vía pública llegan a la instalación pasando por el control de accesos y pesadas en

[76] Fuente: Asociación Empresarial de Valorización de Residuos Urbanos (AEVERSU).

báscula. Los residuos son descargados en un foso o búnker para su homogeneización y posterior alimentación al horno mediante una rampa hidráulica, un pulpo o cualquier otro sistema de transporte.

2. **Incineración y generación de vapor.** El proceso de incineración tiene lugar en la cámara de combustión. Existen diferentes tipos de tecnologías de combustión. Las que se utilizan en España son el horno de parrilla (82%) y el de lecho fluidizado (18%) (Margallo, M., 2014).

   El proceso de incineración es un proceso exotérmico (es decir, que genera energía). La mayor parte de la energía producida durante el proceso de combustión es transferida a los gases generados en la combustión. Enfriar estos gases permite recuperar parte de la energía que estos contienen mediante un sistema de turbinas (a la par que limpiarlos antes de enviarlos a la atmósfera por la chimenea).

3. **Depuración de gases y gestión de residuos.** La depuración de gases consiste en una combinación de procesos individuales que, de forma conjunta, proporcionan un tratamiento a los gases de combustión. La combinación de procesos y tecnologías puede ser múltiple (más de 408 combinaciones, según Margallo, M., 2014, pero todas ellas tienen en común la reducción de los siguientes contaminantes a los niveles establecidos por la legislación vigente: óxidos de nitrógeno y compuestos de nitrógeno, metales pesados, gases ácidos, compuestos orgánicos, partículas en suspensión y gases de efecto invernadero).

   Durante el proceso de incineración, se generan diferentes tipos de residuos que deben ser gestionados. Algunos de ellos se obtienen en el mismo proceso de combustión (escorias) y otros en el proceso de depuración de gases (cenizas volantes). Las escorias son tratadas para separar los componentes metálicos del resto de material no inerte (como cerámica, vidrio u otros materiales que no se hayan quemado durante el proceso de combustión). Las cenizas volantes, dado su carácter tóxico, deben de ser estabilizadas antes de ser enviadas a un vertedero de residuos peligrosos.

4. **Chimenea.** Por esta instalación se emiten los gases de combustión a la atmósfera, previo paso por el sistema de depuración de gases.

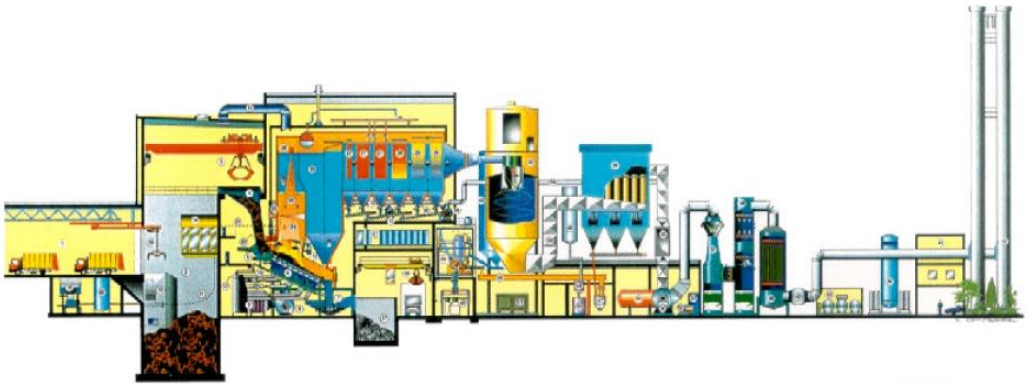


Figura 6.7 Esquema de una planta de incineración de RSU[77].

El impacto ambiental asociado al proceso de incineración se ha incluido en el estudio. Las fuentes de los modelos utilizados para cuantificar las emisiones y la recuperación de energía asociada a cada uno de los materiales se detallan en el inventario ambiental (Apartado 8.2). También se han incluido los procesos de recuperación de metales y de vidrio.

El coste económico se ha extraído de la cuenta de resultados de Ecoembes, concretamente de su partida de valorización energética. Para calcular el coste del resto de toneladas que no están incluidas dentro de la cuenta de resultados de Ecoembes, se ha se ha utilizado el coste de incineración de residuos promedio para España (se puede encontrar información más detallada en el inventario económico (Apartado 9.3)).

6.7.2. Vertido

Según el Real Decreto 1481/2001 por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, un vertedero se define como una "*instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en la superficie, por períodos de tiempo superiores a un año*".

En España no existe un registro oficial de todos los vertederos existentes en el país. Aunque en los últimos años se ha realizado un gran esfuerzo en eliminar vertederos ilegales y en depositar los residuos en vertederos controlados, todavía existen estos tipos de vertederos de forma marginal en nuestro país. Para el caso de este estudio, sin embargo, se ha asumido que los residuos de envase que no son recuperados ni valorizados energéticamente, o que se vierten inicialmente en el medio ambiente como *littering*[78], acaban en un vertedero de residuos controlado.

[77] Fuente: BREF on waste incineration, 2006.

[78] A efectos de este estudio se considera como *littering* a los envases que son abandonados en el medio natural terrestre o marino debido a una práctica indebida de los ciudadanos. No se considera *littering* el

En un vertedero de residuos se definen dos fases fundamentales: la fase de explotación y la fase de clausura y mantenimiento post-clausura. A modo de información, se indican los requisitos que deben cumplir los vertederos de nueva construcción:

1. **Impermeabilización o sellado del vaso del vertedero**. El objetivo de esta impermeabilización es evitar que los lixiviados puedan contaminar las aguas freáticas. La impermeabilización se realiza bien mediante la adecuada combinación de capas naturales (arcilla, bentonita) y artificiales (HDPE), o bien mediante materias sintéticas (telas plásticas).
2. **Sistema de recogida, canalización y tratamiento o almacenamiento de los lixiviados**. Los lixiviados se recogen a través de drenajes subterráneos para su posterior evacuación a un colector o planta de tratamiento, o bien para su tratamiento *in situ*
3. **Adecuada explotación del vertedero que garantice el control de los efectos medioambientales**:
   - Controlar los residuos que se vierten en el mismo,
   - Gestionar de forma correcta la recogida de aguas pluviales,
   - Cubrir diariamente el frente de vertido,
   - Instalar sistemas que permitan la desgasificación posterior del vertedero,
   - Formar taludes con una inclinación tal que impida corrimientos.

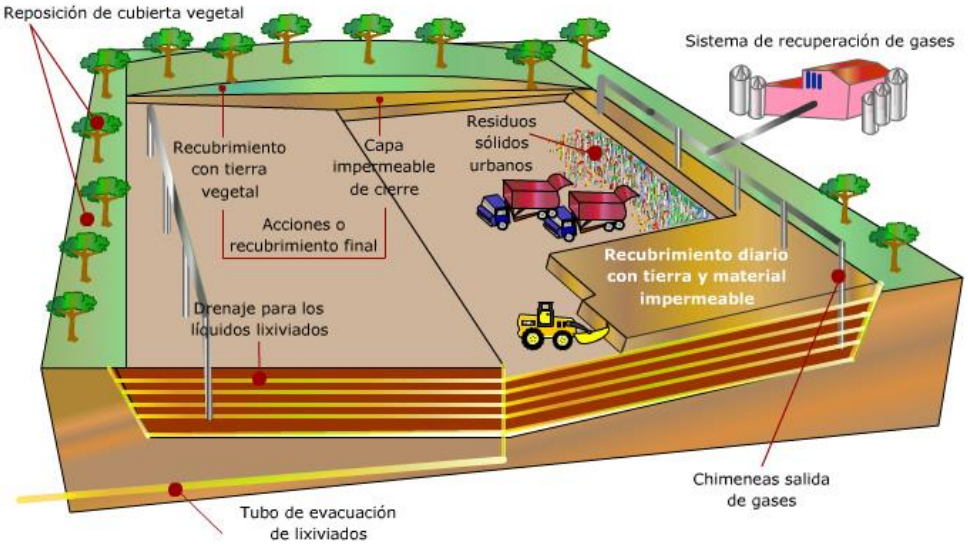


Figura 6.8 . Esquema de un vertedero controlado de RSU[79].

El modelo ambiental utilizado para calcular el coste ambiental del vertido de los diferentes materiales de envase se detalla en el inventario ambiental (Apartado 8.3). Los costes de vertido

abandono de éstos residuos en medio urbano, ya que son recogidos mediante el servicio de limpieza viaria.

[79] Fuente: Plataforma Educativa Aragonesa (2006). Esquema extraído de la página web de esta plataforma educativa: www.e-ducativa.catedu.es (última consulta 19/12/2016)

se han calculado aplicando un canon de vertedero promedio para España, (información detallada en el inventario económico, en el Apartado 9.3).

6.8. Cálculo del balance de materia

Para poder determinar el impacto social, ambiental y económico de los dos sistemas bajo estudio, es necesario establecer el balance de materia a lo largo de todos los procesos de recogida, tratamiento y selección incluidos en el estudio. Esto supone partir de la cantidad de envases puestos en el mercado y determinar cómo estos se van moviendo a través de los diferentes canales de recogida (recogida selectiva, recogida en masa, recogidas selectivas en el ámbito privado o recogida mediante SDDR) y procesos de tratamiento, desde que el envase se convierte en un residuo hasta que los materiales que los componen son recuperados en instalaciones y acondicionados para ser enviados a un reciclador.

Dada la complejidad de los sistemas bajo estudio y a la limitada información disponible[80], se han tenido que aplicar una serie de supuestos a la hora de cerrar los balances de masa, garantizando que la masa entrante en cada uno de los procesos es la misma que sale de cada uno de los mismos.

En primer lugar, se ha resuelto el balance de materia del Sistema A (del cual se dispone de datos de partida) y, posteriormente, se ha calculado el balance de materia del Sistema B, el cual se deben realizar suposiciones de escenarios futuros posibles. Los resultados de los balances se encuentran en la Tabla 6.2 para el Sistema A y en la Tabla 6.3 para el Sistema B.

6.8.1. Sistema A

En este apartado, se detallan primero los datos de partida y las asunciones seguidas para calcular el balance de materia del Sitema A. A continuación, se describen los pasos globales seguidos para el cálculo (a pie de página pueden encontrarse más detalles). Finalmente, en la Tabla 6.2, se recoge el balance de materia resumen para el Sistema A. Cabe mencionar que para la realización de este estudio se ha contado con el nivel de detalle de materiales y de flujos de recogida que aparece en la tabla. Sin embargo, por motivos de confidencialidad de los datos, sólo se muestran con el nivel de agrupación que aparece en la misma. Los datos completos de la tabla se encuentran en el Anexo Confidencial.

[80] Hay muchos sectores económicos que tienen información de sus flujos de materia y energía bastante completa y con elevada calidad (baja incertidumbre). Obtener este tipo de información es muy costoso económicamente y necesita de la intervención de muchos recursos humanos. Si el sector económico está bien organizado desde hace tiempo y genera un alto valor añadido, habrá podido destinar recursos a este fin. Sin embargo, la limitación de información disponible puede deberse a otro factor (este es el caso del sector de los residuos): la elevada heterogeneidad de tecnologías, comportamientos y mezclas de sustancias, tanto en el espacio (geográficamente) como en el tiempo. El nivel de disponibilidad y el nivel de certidumbre de los datos es muy bajo, ya que es extraordinariamente cambiante en el tiempo y en el espacio y la obtención de datos de calidad conlleva un gran coste para un resultado efímero.

Los **datos de partida** que se han empleado, para los cuales existían datos oficiales auditados y con suficiente calidad de garantía han sido los siguientes:

- Cantidad de envases puestos en el mercado en 2014, a través de los envases adheridos a los SCRAP de Ecovidrio y Ecoembes[81].
- Cantidad de envases (en peso) recuperados de las plantas de selección de envases, de plantas de tratamiento de la fracción resto y de recogidas selectivas en el ámbito privado o de operadores independientes en 2014[82].
- Efectividades[83] promedio de separación de los materiales de envase en plantas de selección de envases tanto para plantas manuales como automáticas[84].

Los valores de los diferentes pasos se han calculado en base a los datos de partida disponibles y teniendo en cuenta las siguientes hipótesis o factores limitantes:

- No puede haber efectividades de selección superiores a 1 en plantas de TMB.
- Las efectividades de las plantas de TMB no pueden ser superiores que las efectividades de plantas de selección de envases[85].
- No se pueden recuperar más metales de los que salen por balance de materia (es decir, los que van directo a incinerar y los tratamientos de los rechazos de las plantas de selección de envases o de plantas de TMB).
- El exceso de acero recuperado en incineración por balance se ha asumido que es aluminio y se ha contabilizado como tal[86].

---

[81] Se han utilizado los datos de adhesión a Ecoembes y a Ecovidrio para determinar la cantidad de residuos generados en España en lugar de datos bibliográficos de generación por habitante, dado que al partir de los datos de adhesión se tiene la información con el grado de detalle necesaria para poder realizar el estudio en los Sistemas A y B. Esto incluye conocer el detalle de la tipología de envases por materiales, por peso y unidades de envase y conocer también la cantidad de envases susceptibles de ser recogidos mediante SDDR en el Sistema B. Adicionalmente, estos son los datos que se emplean en el denominador para calcular las tasas de reciclado oficiales aportadas por el Ministerio de Medio ambiente.

[82] Datos oficiales de recuperación de envases reportados por Ecoembes y Ecovidrio que son los que posteriormente determinan el numerador de la tasa de reciclado reportada al Ministerio de Medio Ambiente para el año 2014.

[83] Por efectividad se entiende el cociente entre la cantidad de salida respecto a la cantidad de entrada para cada uno de los materiales (ver Anexo 6.5).

[84] Las efectividades de las plantas automáticas se han obtenido del documento "Diseño de la nueva fórmula de pago por selección de Envases Ligeros en Plantas Automáticas" ECOEMBES Y ASPLARSEM (a), 2012. Las efectividades de las plantas manuales se han extraído de IAT (2012).

[85] La única excepción que se ha aceptado ha sido en el caso del acero puesto que la tecnología usada para la recuperación del mismo en plantas de selección de envases o en plantas de TMB es la misma y las efectividades de recuperación similares. En el caso de las plantas de MBT, al encontrarse el material recuperado más sucio se ha aceptado la posibilidad de que la efectividad calculada sea ligeramente superior (siempre respetando el límite de 1 como máximo).

[86] Esto se ha asumido después de conversaciones con diferentes operadores de planta y expertos en la materia. En el caso de las latas bi-materiales (cuerpo de acero y tapas de aluminio), si en el proceso de separación se pone antes el separador magnético, todas estas latas acaban en el flujo de material acero, aumentando, por lo tanto, la cantidad de acero recuperado con latas que en realidad son de aluminio.

PASO 1. Cálculo de las cantidades de envases que son recogidos por cada canal[87] (recogida selectiva, recogida en masa, recogidas selectivas en el ámbito privado) o bien que son abandonados en el entorno natural (*littering*), fruto de un inadecuado comportamiento ciudadano.

- La cantidad de envases recuperados por recogida selectiva se ha calculado dividiendo la cantidad recuperada de la planta de selección de envases por la efectividad de recuperación de cada material.
- La cantidad de envases recuperados por la vía de recogidas selectivas en el ámbito privado se ha calculado asumiendo una efectividad de 1 para todos los materiales; es decir, que lo que se recupera corresponde a lo que se recoge por ese canal.
- La cantidad de envases que acaban convirtiéndose en *littering* se ha asumido que es el 1% del material no recuperado para cada tipología de material[88].
- La cantidad y composición de envases recuperados a través de la recogida en masa se ha calculado por diferencia entre los 3 anteriores y la cantidad de envases adheridos al SCRAP en 2014.

PASO 2. Determinación de la cantidad de envases recogidos en masa que van directamente a vertedero o a incineración, sin pasar previamente por una planta de TMB[89].

---

[87] Para abordar esta cuestión, se analizaron dos posibles vías de cálculo: 1) a partir de las caracterizaciones realizadas y disponibles para cada una de las vías de recuperación y fracciones estudiadas o 2) a partir del material recuperado en las plantas de tratamiento aplicando las efectividades de separación de los diferentes materiales en cada una de las plantas.

Tras analizar los estudios de caracterizaciones de la fracción resto elaborados a nivel nacional para cada una de las fracciones bajo estudio MAGRAMA, 2012, se detectaron limitaciones de representatividad de las muestras y falta de detalle en la distribución por materiales para las distintas fracciones, tanto de recogida selectiva como de recogida en masa. El estudio se realizó con un total de 378 muestras a nivel nacional, de las cuales 123 son de la fracción resto, 45 de la fracción orgánica, 110 de EELL, 20 de vidrio y 80 de papel y cartón. En el caso de la fracción en masa, para la categoría de envases ligeros no detalla por tipología de materiales y en el caso de la fracción de EELL, sólo detalla la cantidad de plásticos, metales, brik y resto de envases sin llegar a definir en mayor profundidad por materiales como acero y aluminio o PET y PEAD. Por este motivo, se decidió optar por la segunda vía, es decir, a partir de la cantidad de materiales recuperados brutos en plantas de tratamiento aplicando las efectividades para cada tipología de instalación, cada fracción y tipo de material (ver Anexo 6.5).

[88] No existen datos concretos de generación y composición de *littering* en nuestro país. El estudio realizado por Eunomia, 2012 utilizó como aproximación los datos de composición de basura littering del estudio Scottish Government, 2010 *The Composition of Municipal Solid Waste in Scotland. Report for Zero Waste Scotland and Natural Scotland. April 2012.* Sin embargo, después de presentar estos datos al PPI del proyecto, se decidió de forma consensuada que era más justo (dado el nivel de incertidumbre de los datos), estimar una cantidad de residuos que se convierten en *littering* igual para todos los materiales. En este caso, se optó por considerar que el 1% de cada uno de los materiales que no se recupera se convierte en *littering*.

[89] Los datos oficiales disponibles a través del MMA y con los que se puede calcular el porcentaje de residuos recogidos en masa que van directamente a vertido o a incineración, o que pasan por una planta de TMB, corresponden a residuos procedentes de la fracción resto recogida en masa; no son específicos de lo que ocurre en la fracción de los envases (MAGRAMA, 2013). Dentro de este cómputo, se incluyen restos de poda y jardinería, mercados o voluminosos, entre otros, que pueden distorsionar los porcentajes resultantes y hacer que su aplicación a los envases en particular no sea acertada. Al desconocerse el dato específico de envases, se ha optado por utilizar como dato de partida para el cálculo (que posteriormente

PASO 3. Cálculo de las efectividades de recuperación de envases en plantas de TMB, dividiendo la cantidad recuperada (dato de partida) por la cantidad de entrada calculada en el PASO 1.

PASO 4. Cálculo de los flujos que van a destino finalista, aplicando los porcentajes de tratamiento del rechazo (destino incineración o vertedero) de las plantas de selección de envases y de plantas de TMB oficiales más recientes MAGRAMA, 2013.

PASO 5. Determinación de las efectividades de recuperación de los metales y del vidrio en plantas de incineración[90].

6.8.2. Sistema B

El balance de materia para el Sistema B se ha calculado en base a los resultados del balance de materia del Sistema A. Estos se han modificados para adaptarlos a la situación del Sistema B, según se detalla a continuación. En la Tabla 6.3, se recoge el balance de materia resumen para el Sistema B.

PASO 1. Cálculo del porcentaje de residuos de envase recogidos por cada canal de recogida.

- En cuanto a la tasa de retorno de los envases sujetos al SDDR, puesto que no existen datos reales de aplicación en nuestro país, como escenario base en el Sistema B, se ha asumido que se consigue la tasa de retorno efectiva máxima defendida por los impulsores del SDDR en nuestro país. Esta tasa corresponde al 90%. Además, como ya se ha mencionado, se asume un SDDR a pleno rendimiento desde el momento mismo de su implantación, es decir, sin curva de aprendizaje.

se ha visto que encaja con el resto del balance de materia y que explica las cantidades recuperadas en relación a las puestas en el mercado) la estimación realizada por Ecoembes para el MAGRAMA (ECOEMBES, 2014), que estima que, con datos del 2012, el 76,40% de los envases presentes en la fracción resto pasaron por una TMB. El porcentaje de envases que son enviados directamente a una incineradora (9,5%) se ha recalculado teniendo en cuenta las cantidades de acero, aluminio y vidrio que son recuperadas en este tipo de instalaciones, y teniendo en cuenta también la entrada de rechazos de plantas de selección de envase y de plantas de tratamiento de la fracción resto que llegan al proceso de incineración. El porcentaje de envases que son enviados directamente a vertedero (14,10%) se ha calculado por diferencia entre el 100% y lo que pasa por MBT y lo que se incinera.

Así, el mix de tratamiento de los residuos de envases no coincide con el obtenido para el conjunto de los residuos municipales reportado por MAGRAMA, cosa lógica por otra parte, ya que no todos los materiales/flujos específicos encontrados en la fracción resto tienen porque mantener necesariamente el mismo mix de tratamientos que el conjunto.

El mix aplicado en este estudio es coherentes con los resultados del estudio de ECOEMBES, 2014, puesto que los datos de incineración son del mismo orden de magnitud, aunque ligeramente superiores (dos décimas) para el balance realizado con datos de 2014 de este estudio.

[90] Las efectividades de recuperación de metales y vidrio en incineradoras se ha calculado dividiendo las cantidades recuperadas (proporcionadas por parte de Ecoembes y Ecovidrio y auditadas), con las entradas de estos materiales en la instalación. La entrada es la suma de la fracción que es recogida en masa que se lleva a incineradora de forma directa, sin previo paso por planta de tratamiento (9,5%), más los rechazos de la planta de tratamiento de la fracción resto (18%), más los rechazos de las plantas de selección de envases (16%).

- En cuanto al resto de vías de recogida (específicamente para la recogida selectiva y la recogida en masa), se han incluido en el cálculo los resultados de la encuesta realizada por el Instituto APOLDA (Instituto APOLDA, 2016) en cuanto al efecto rebote que la inclusión de un SDDR obligatorio podría tener en el comportamiento de los ciudadanos respecto a las fracciones que actualmente reciclan[91].
- Con estos datos, y con la diferenciación de flujos de envase susceptibles de ser recuperados mediante SDDR (Flujo 1) y el resto (Flujo 2) detallados en el Capítulo 5, se han recalculado los porcentajes de residuos que se recogen por cada vía.

PASO 2. Determinación de la cantidad de envases recogidos en masa que van directamente a vertedero o a incineración, sin pasar previamente por una planta de TMB. Se han mantenido las proporciones del Sistema A de residuos de envases recogidos en masa que pasan por una planta TMB y los que van directamente a vertido e incineración.

PASO 3. Cálculo de las efectividades de recuperación de envases en plantas de TMB, de la siguiente manera:

- Para las plantas de selección de envases, se han mantenido las mismas efectividades que en el Sistema A, salvo para el PET y para el aluminio para los que se ha asumido una disminución en la efectividad del 5% para PET y del 10% para el aluminio respecto a las de base aplicadas en el Sistema A[92].
- Para las plantas de TMB se han mantenido también las mismas efectividades que en el Sistema A, salvo para el PET y para el aluminio, en la misma afectación que para las plantas de selección de envases.
- Para las recogidas selectivas en el ámbito privado, se ha aplicado una efectividad igual a 1, igual que en el Sistema A.
- Para las recogidas de SDDR se ha aplicado una efectividad igual a 1[93].
- Para la recuperación de metales (acero y aluminio) y de vidrio de las incineradoras, se han mantenido las mismas efectividades de recuperación que las obtenidas en el Sistema A.

[91] En el Anexo 6.6 se detallan los cálculos a partir de la encuesta del Instituto APOLDA, 2016 que se han realizado para estimar el efecto rebote en el reciclaje de EELL y de Vidrio por la implantación del SDDR que se han considerado para dimensionar el Sistema B. Los residuos de EELL y de vidrio que se dejarán de reciclar en los hogares se ha asumido que se recogerán de forma indiferenciada a través del contenedor en masa. Adicionalmente, para calcular el balance, para el 10% de los envases susceptibles de ser recogidos por el SDDR que no son recogidos por este canal (al utilizar una tasa de retorno del 90%), se ha asumido que estos se distribuyen en la misma proporción que los residuos del Flujo 2 por el resto de canales.

[92] Ver el ANEXO 8.5 Justificación ASPLARSEM para una explicación del cambio de efectividad en PSE para PET y aluminio por la incorporación de un SDDR.

[93] Es de esperar que se den situaciones de error, pero se considera que, a falta de datos, pueden considerarse suficientemente pequeñas como para considerarse despreciables.

Tabla 6.2. Resumen del balance de materia del Sistema A. [94]

RESUMEN POR MATERIAL	CARTÓN BEBIDAS	METALES			PLÁSTICOS					VIDRIO
		ACERO	ALUMINIO	TOTAL	PEAD	PET	Film	RESTO PLÁSTICOS	TOTAL	
Entrada	**133.383**	XXX	XXX	**330.561**	XXX	XXX	XXX	XXX	**669.492**	**1.367.285**
Destino:										
Selectiva Verde										
Selectiva amarillo										
Recogida Selectiva										
Ámbito Privado										
Recogidas selectivas	84.265	XXX	XXX	110.691	XXX	XXX	XXX	XXX	372.459	858.731
Recogida en masa	48.730	XXX	XXX	219.329	XXX	XXX	XXX	XXX	294.447	504.413
SDDR	388	XXX	XXX	541	XXX	XXX	XXX	XXX	2.586	4.142
Littering	84.265	XXX	XXX	110.691	XXX	XXX	XXX	XXX	372.459	858.731
PSE										
Entrada	55.717	XXX	XXX	71.736	XXX	XXX	XXX	XXX	298.443	12.959
Salida	44.832	XXX	XXX	65.325	XXX	XXX	XXX	XXX	236.904	3.499
Efectividad	***0,80***	XXX	XXX	***0,91***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,79***	***0,27***
Rechazo a incineración	1.742	XXX	XXX	1.026	XXX	XXX	XXX	XXX	9.846	1.514
Rechazo a vertedero	9.143	XXX	XXX	5.385	XXX	XXX	XXX	XXX	51.693	7.947
PTV (o vidriera)										
Entrada										880.679
Salida										863.066
Efectividad										***0,98***
Rechazo a vertedero										17.614
TMB										
Entrada	37.229	XXX	XXX	167.567	XXX	XXX	XXX	XXX	224.957	385.371
Salida	21.208	XXX	XXX	148.458	XXX	XXX	XXX	XXX	99.925	31.409
Efectividad	***0,57***	XXX	XXX	***0,89***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,44***	***0,08***
Rechazo a incineración	2.884	XXX	XXX	3.440	XXX	XXX	XXX	XXX	22.506	35.396
Rechazo a vertedero	13.137	XXX	XXX	15.670	XXX	XXX	XXX	XXX	102.526	318.566
COMPLEMENTARIAS										
Entrada	28.548	XXX	XXX	38.955	XXX	XXX	XXX	XXX	74.016	151.446
Salida	28.548	XXX	XXX	38.955	XXX	XXX	XXX	XXX	74.016	151.446
Efectividad	***1,00***	XXX	XXX	***1,00***	XXX	XXX	XXX	XXX	***1,00***	***1,00***
Rechazo	0	XXX	XXX	0	XXX	XXX	XXX	XXX	0	0
INCINERADORA										
ENTRADAS	***9.255***	XXX	XXX	***25.302***	XXX	XXX	XXX	XXX	***60.324***	***84.829***
RSU Directo a incinerar	4.629	XXX	XXX	20.836	XXX	XXX	XXX	XXX	27.972	47.919
Rechazo PSE	1.742	XXX	XXX	1.026	XXX	XXX	XXX	XXX	9.846	1.514
Rechazo MBT	2.884	XXX	XXX	3.440	XXX	XXX	XXX	XXX	22.506	35.396
SALIDAS	***9.255***	XXX	XXX	***25.302***	XXX	XXX	XXX	XXX	***60.324***	***84.829***
Efectividad	***1,00***	XXX	XXX	***0,94***	XXX	XXX	XXX	XXX	***1,00***	***0,85***
Recuperación material	0	XXX	XXX	23.721	XXX	XXX	XXX	XXX	0	72.421
Valorización energética	9.255	XXX	XXX	0	XXX	XXX	XXX	XXX	60.324	0
Rechazo (no recuperado)	0	XXX	XXX	1.581	XXX	XXX	XXX	XXX	0	12.408
VERTEDERO										
ENTRADAS	***29.152***	XXX	XXX	***53.561***	XXX	XXX	XXX	XXX	***195.736***	***410.043***
RSU Directo a vertedero	6.871	XXX	XXX	30.925	XXX	XXX	XXX	XXX	41.517	71.122
Rechazo PSE	9.143	XXX	XXX	5.385	XXX	XXX	XXX	XXX	51.693	7.947
Rechazo MBT	13.137	XXX	XXX	15.670	XXX	XXX	XXX	XXX	102.526	318.566
Rechazo incineradora	0	XXX	XXX	1.581	XXX	XXX	XXX	XXX	0	12.408
RECICLADO										
ENTRADA	94.589	XXX	XXX	276.459	XXX	XXX	XXX	XXX	410.845	953.100
SALIDA	91.287	XXX	XXX	240.234	XXX	XXX	XXX	XXX	371.539	935.487
Rechazo	3.302	XXX	XXX	36.224	XXX	XXX	XXX	XXX	39.307	17.614

[94] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados agentes de interés.

TABLA RESUMEN	CARTÓN BEBIDAS	METALES			PLÁSTICOS					VIDRIO
		ACERO	ALUMINIO	TOTAL	PEAD	PET	Film	RESTO PLÁSTICOS	TOTAL	
RECUPERADO BRUTO	94.589	XXX	XXX	276.459	XXX	XXX	XXX	XXX	410.845	953.100
VERTIDO	29.152	XXX	XXX	53.561	XXX	XXX	XXX	XXX	195.736	410.043
VALORIZACIÓN ENERGÉTICA	9.255	XXX	XXX	0	XXX	XXX	XXX	XXX	60.324	0
LITTERING	388	XXX	XXX	541	XXX	XXX	XXX	XXX	2.586	4.142
TOTAL	**133.383**	XXX	XXX	**330.561**	XXX	XXX	XXX	XXX	**669.492**	**1.367.285**

Tabla 6.3. Resumen del balance de materia del Sistema B. [95]

RESUMEN POR MATERIAL	CARTÓN BEBIDAS	METALES			PLÁSTICOS					VIDRIO
		ACERO	ALUMINIO	TOTAL	PEAD	PET	Film	RESTO PLÁSTICOS	TOTAL	
Entrada	133.383	XXX	XXX	330.561	XXX	XXX	XXX	XXX	669.492	1.367.285
Destino:										
Selectiva Verde										
Selectiva amarillo										
Selectiva Ámbito privado										
Recogidas selectivas	67.430	XXX	XXX	58.947	XXX	XXX	XXX	XXX	288.024	196.222
Recogida en masa	65.633	XXX	XXX	271.325	XXX	XXX	XXX	XXX	254.277	186.254
Littering	23.854	XXX	XXX	21.490	XXX	XXX	XXX	XXX	124.904	983.390
PSE										
Entrada	43.896	XXX	XXX	37.746	XXX	XXX	XXX	XXX	220.945	4.243
Salida	35.318	XXX	XXX	34.115	XXX	XXX	XXX	XXX	168.022	1.146
Efectividad	***0,80***	XXX	XXX	***0,90***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,76***	***0,27***
Rechazo a incineración	1.372	XXX	XXX	581	XXX	XXX	XXX	XXX	8.468	496
Rechazo a vertedero	7.205	XXX	XXX	3.050	XXX	XXX	XXX	XXX	44.456	2.602
PTV (o vidriera)										
Entrada										1.188.113
Salida										1.164.351
Efectividad										1
Rechazo a vertedero										23.762
MBT										
Entrada	32.245	XXX	XXX	93.148	XXX	XXX	XXX	XXX	194.268	142.298
Salida	18.369	XXX	XXX	82.125	XXX	XXX	XXX	XXX	73.393	11.598
Efectividad	***0,57***	XXX	XXX	***0,88***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,38***	***0,08***
Rechazo a incineración	2.498	XXX	XXX	1.984	XXX	XXX	XXX	XXX	21.758	13.070
Rechazo a vertedero	11.379	XXX	XXX	9.038	XXX	XXX	XXX	XXX	99.118	117.630
SELECTIVA AMBITO PRIVADO										
Entrada	23.534	XXX	XXX	21.201	XXX	XXX	XXX	XXX	67.080	51.882
Salida	23.534	XXX	XXX	21.201	XXX	XXX	XXX	XXX	67.080	51.882
Efectividad	***1,00***	XXX	XXX	***1,00***	XXX	XXX	XXX	XXX	***1,00***	***1,00***
Rechazo	0,00	XXX	XXX	0,00	XXX	XXX	XXX	XXX	0,00	0,00
INCINERADORA										
ENTRADAS	***7.880***	XXX	XXX	***14.147***	XXX	XXX	XXX	XXX	***54.382***	***31.260***
RSU Directo a incinerar	4.010	XXX	XXX	11.582	XXX	XXX	XXX	XXX	24.156	17.694
Rechazo PSE	1.372	XXX	XXX	581	XXX	XXX	XXX	XXX	8.468	496
Rechazo MBT	2.498	XXX	XXX	1.984	XXX	XXX	XXX	XXX	21.758	13.070
SALIDAS	***7.880***	XXX	XXX	***14.147***	XXX	XXX	XXX	XXX	***54.382***	***31.260***
Efectividad	***1,00***	XXX	XXX	***0,94***	XXX	XXX	XXX	XXX	***1,00***	***0,85***
Recuperación material	0	XXX	XXX	13.280	XXX	XXX	XXX	XXX	0	26.687
Valorización energética	7.880	XXX	XXX	0	XXX	XXX	XXX	XXX	54.382	0
Rechazo (no recuperado)	0	XXX	XXX	867	XXX	XXX	XXX	XXX	0	4.572
VERTEDERO		XXX	XXX		XXX	XXX	XXX	XXX		
ENTRADAS	***24.535***	XXX	XXX	***30.146***	XXX	XXX	XXX	XXX	***179.426***	***151.066***
RSU Directo a vertedero	5.951	XXX	XXX	17.191	XXX	XXX	XXX	XXX	35.853	26.262
Rechazo PSE	7.205	XXX	XXX	3.050	XXX	XXX	XXX	XXX	44.456	2.602
Rechazo MBT	11.379	XXX	XXX	9.038	XXX	XXX	XXX	XXX	99.118	117.630

[95] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados agentes de interés.

Rechazo incineradora	0	XXX	XXX	867	XXX	XXX	XXX	XXX	0	4.572
RECICLADO										
ENTRADA	100.649	XXX	XXX	300.126	XXX	XXX	XXX	XXX	433.398	1.214.800
SALIDA	97.964	XXX	XXX	280.289	XXX	XXX	XXX	XXX	400.103	1.191.038
Rechazo	2.684	XXX	XXX	19.837	XXX	XXX	XXX	XXX	33.295	23.762

	CARTÓN BEBIDAS	METALES			PLÁSTICOS					VIDRIO
TABLA RESUMEN		ACERO	ALUMINIO	TOTAL	PEAD	PET	Film	RESTO PLÁSTICOS	TOTAL	
RECUPERADO BRUTO	100.649	XXX	XXX	300.126	XXX	XXX	XXX	XXX	433.398	1.214.800
VERTIDO	24.535	XXX	XXX	30.146	XXX	XXX	XXX	XXX	179.426	151.066
VALORIZACIÓN ENERGÉTICA	7.880	XXX	XXX	0	XXX	XXX	XXX	XXX	54.382	0
LITTERING	320	XXX	XXX	289	XXX	XXX	XXX	XXX	2.286	1.419
TOTAL	**133.383**	XXX	XXX	**330.561**	XXX	XXX	XXX	XXX	**669.492**	**1.367.285**

7. DESCRIPCIÓN Y DIMENSIONAMIENTO DEL SDDR

El SDDR bajo estudio es un modelo que, como anteriormente se ha expuesto en el Apartado 5.1.3, no existe en nuestro país, por lo que su análisis, dimensionamiento y cuantificación no se corresponde con una situación real medible, siendo, por tanto, prospectivo. Para poder continuar con el estudio, es necesario diseñar este modelo en base a:

- la experiencia extraída de otros países, siempre que se puedan realizar analogías con nuestro país o,
- en los casos en los que esto no sea posible, establecer hipótesis sobre las que construir la modelización haciendo las consultas oportunas a las partes implicadas y tomando, en la mayoría de los casos, la hipótesis conservadora, favorable al SDDR.

La descripción y el dimensionamiento del SDDR se han dividido en diferentes fases con el fin de estudiar detalladamente cada una de ellas y calcular sus impactos asociados:

A. **Fase de comercio.** Comprende desde la entrega del residuo de envase en el punto de venta hasta su recogida para el transporte.

B. **Fase de transporte.** Incluye el transporte del residuo desde el punto de venta hasta la planta de conteo (si proviene de un establecimiento manual) o la planta de separación/acondicionamiento (si proviene de un establecimiento con manipulación automatizada).

C. **Fase de clasificación. Incluye los procesos en la** planta de conteo o la planta de separación/acondicionamiento.

Dada la complejidad de diseñar y dimensionar un sistema no existente, ha sido necesario tomar una serie de decisiones iniciales, relativas a aspectos de dimensionamiento del SDDR en el territorio nacional y otras consideraciones técnicas relacionadas con las máquinas y el material utilizado para la implantación real del SDDR. Estas consideraciones generales de dimensionamiento incluyen cuatro aspectos básicos:

1. Unidades potenciales de envases gestionados a través del SDDR.
2. Estructura comercial y HORECA en España.
3. Dimensionamiento del número de envases gestionados por cada establecimiento tipo.
4. Aportación media estándar de cada consumidor en cada tipo de establecimientos.

Las consideraciones técnicas del dimensionamiento están vinculadas al tipo de máquina seleccionado y al tipo de cajas-contenedores en los modelos de recogida manual y automática (el detalle de estas decisiones se puede encontrar en el Anexo 7.4)

7.1. Consideraciones generales del dimensionamiento

7.1.1. Estimación de la cantidad de envases a gestionar por el SDDR

La cantidad de envases, sea en masa (t o kg) o en número de unidades, susceptible de ser sometida al SDDR (Flujo 1) se obtiene a partir de la cantidad adherida a los SCRAP para cada tipo de sector y material de envase en el año 2014 (procedente de las declaraciones anuales de envases que las empresas entregan tanto a Ecoembes y Ecovidrio y que estas entidades auditan y verifican sistemáticamente), a las cuales se le han aplicando unos coeficientes de reparto para Cataluña (Reparto Autonómico del Consumo de Envases Adheridos, 2013). Tal y como se ha definido en el Apartado 5.1.4 Estos datos son el punto de partida del resto de dimensionamiento del Sistema B y se presentan en unidades en la Tabla 7. 1 y en masa en la Tabla 7. 2.

El total de toneladas a gestionar ascienden a 1.423.473, el porcentaje más alto (76,8%) corresponde a los envases de vidrio, seguido a mucha distancia de los envases de acero (9,8%) y de los envases de PET (9,1%). En términos de unidades, el SDDR analizado tendría que gestionar 17.802.793.360 envases, que se reparten de forma más igualitaria entre tres tipologías de envases: Acero (29,7%), PET (29,1%) y Vidrio (20,6%). Finalmente, cabe destacar en este punto la escasa relevancia que tienen los envases de HDPE, ya que en peso representan el 0,1% y en unidades el 0,2%.

Tabla 7. 1 Masa (kg) de envases susceptible de ser sometida a SDDR 2014[96, 97]

Sectores	Cartón para Bebidas o Alimentos	Metales			Plásticos			Vidrio	TOTAL
		Acero	Aluminio	TOTAL	HDPE	PET	TOTAL		
Aguas	XXX		XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Bebidas espirituosas			XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Cervezas		XXX	XXX	XXX		XXX	XXX	XXX	XXX
Sidras, cavas y otros espumosos		XXX	XXX	XXX			XXX	XXX	XXX
Vinos	XXX				XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Bebidas Refrescantes	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Zumos, Néctares, Mostos	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
TOTAL	**26.030.525**	XXX	XXX	**166.004.878**	XXX	XXX	**138.782.419**	**1.092.655.733**	**1.423.473.554**

Tabla 7. 2 Unidades de envase susceptibles de ser sometidos a SDDR 2014.[97]

Sectores	Cartón para Bebidas o Alimentos	Metales			Plásticos			Vidrio	TOTAL
		Acero	Aluminio	TOTAL	HDPE	PET	TOTAL		
Aguas	XXX		XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Bebidas espirituosas			XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Cervezas		XXX	XXX	XXX		XXX	XXX	XXX	XXX
Sidras, cavas y otros espumosos		XXX	XXX	XXX			XXX	XXX	XXX
Vinos	XXX			XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Bebidas Refrescantes	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Zumos, Néctares, Mostos	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
TOTAL	**1.646.836.464**	XXX	XXX	7.270.461.217	XXX	XXX	5.214.729.075	**3.670.766.604**	**17.802.793.360**

[96] Se han realizado los cálculos teniendo en cuenta todas las cifras decimales. En la tabla solo se muestran las cifras redondeadas, por lo que algunas sumas pueden no resultar exactas teniendo en cuenta los datos mostrados.

[97] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados.

7.1.2. Estructura Comercial y HORECA en España

El SDDR basa su estructura de recogida en el hecho que los envases serán recogidos por los puntos de venta, que son de dos tipos: comercios y establecimientos de HORECA. En este apartado se va a definir la naturaleza, la densidad y las características del sector comercial y del sector HORECA de bebidas en España para posteriormente dimensionar la implantación del SDDR.

Se toman como definiciones de las diferentes tipologías de establecimientos las usadas por el informe Nielsen 360º (2014). En la Tabla 7. 3 se presenta la distribución de estos establecimientos en comercios y en la Tabla 7. 4 en HORECA. De las tablas anteriores, se deduce que el universo de establecimientos implicados en el SDDR objeto de este estudio sería de **un mínimo de 317.206 establecimientos**, siendo 62.323 (19,6%) de Comercios y 254.883 (80,4%) de HORECA.

Este informe Nielsen analiza las principales tendencias de los mercados de gran consumo y de los consumidores, a partir de las ventas del panel de detallistas. Esto permite conocer las cuotas de mercado de los diferentes productos en las diferentes tipologías de establecimientos. En concreto, Nielsen dispone de información sobre una sección denominada "Bebidas" que engloba los productos analizados: aguas, bebidas refrescantes, zumos, cervezas, vinos, cavas y espumosos y bebidas espirituosas, con datos globales e individuales para cada tipo de producto.

No obstante, existen otros tipos de comercios que no son de alimentación generalista, en los que también se venden bebidas, que no están computados en las cifras anteriores y de los cuales no se ha podido obtener información, y que se ha preferido no incorporar en el estudio[98] antes que aventurarse a dimensionarlos sin conocimiento de causa:

- Establecimientos "Discount", "Todo a 1 €" y similares, en los que además de una amplia gama de productos de regalo, papelería y menaje, también se dispensan bebidas.
- Kioscos.
- Panaderías y lecherías.
- Máquinas "vending", mercadillos, puestos de helados, tiendas de chucherías y otros.

[98] Ésta es una opción conservadora, ya que los datos de mercado de Nielsen no incorporan estos comercios en el reparto de cuota de mercado en las categorías estudiadas.

Tabla 7. 3 Número de establecimientos de venta de bebidas en Comercios por tipología[99].

Tipo de establecimiento Comercial (Dimensión Nielsen)	Nº Establecimientos	% Puntos
Hipermercados (>2500 m2)	452	0,7%
Supermercados grandes (>1000 m2)	3.684	5,9%
Supermercados medianos (400-999 m2)	5.332	8,6%
Supermercados pequeños (100-399 m2)	10.086	16,2%
Supermercados micro (<100 m2)	9.002	14,4%
Tiendas tradicionales	23.055	37,0%
Gasolineras y estaciones de servicio[100]	10.712	17,2%
TOTAL	**62.323**	**100,0%**

Tabla 7. 4 Número de establecimientos de venta de bebidas en HORECA por tipología[99].

Tipo de establecimiento HORECA (Dimensión Nielsen)	Nº Establecimientos	% Puntos
Café Bar	174.429	68,4%
Hoteles + Restaurantes	62.316	24,4%
Consumo Nocturno	18.138	7,1%
TOTAL	**254.883**	100,0%

7.1.3. Dimensionamiento del número de envases gestionados por establecimiento

Una vez conocida la cantidad de envases del Flujo 1 que se gestionaría a través del SDDR y el número de establecimientos comerciales que los gestionarían, se puede determinar el número promedio de envases que gestionaría cada establecimiento.

Para realizar este cálculo, se ha partido de los siguientes datos conocidos:

- Cantidad de envases del Flujo 1 para cada tipo de material y producto (Tabla 7. 2).
- Número de establecimientos que comercializan estos productos, tanto en Comercios como en HORECA (Tabla 7. 3 y Tabla 7. 4).
- La cuota de mercado de cada categoría de producto en cada tipología de establecimiento a partir de los datos específicos del sector de Bebidas de Nielsen (2014).
- El % de reutilizable que cada tipología de producto comercializa en HORECA para corregir la cuota de mercado (dato aportado por Nielsen y por las asociaciones de envasadores que participan en el PPI).

[99] Fuente: Nielsen, 2014.

[100] El número de gasolineras y estaciones de servicio del año 2014 se ha extraído de la Memoria de la asociación de operadores de productos petrolíferos (2014)

Estos dos últimos puntos, permiten establecer la cuota de mercado de los productos envasados con envases de un solo uso (Tabla 7. 5):

- distribuido entre Comercios y HORECA a nivel global (como muestra la Tabla 7. 5)
- distribuido entre Comercios y HORECA para cada tipología de establecimiento: hipermercados, supermercados grandes, etc. (que es lo que hemos utilizado para el cálculo desagregado)

Tabla 7. 5 Cuota de mercado de envases de un solo uso en 2014.

	% COMERCIOS	% HORECA
Aguas	83,8%	16,2%
Refrescos	71,0%	29,0%
Zumos	76,3%	23,7%
Cerveza	65,5%	34,5%
Vinos	50,4%	49,6%
Cavas	71,0%	29,0%
Espirituosas	36,9%	63,1%
TOTAL	**65,0%**	**35,0%**

Con estos datos, se ha calculado el número de envases que los consumidores compran en cada tipo de establecimiento de cada producto envasado en envase de un solo uso. A partir de este resultado, se puede calcular, a su vez, el número de envases que los ciudadanos devuelven en cada tipología de establecimiento comercial, utilizando las siguientes dos hipótesis (explicadas y justificadas en el apartado 5.4.):

- **Hipótesis 1.** La tasa de retorno de los envases sometidos al SDDR es del 90%.[101]
- **Hipótesis 2**. La devolución de residuos de envase se comporta igual que la compra.[102]

A partir de aquí, se puede estimar la cantidad de residuos de envases que los ciudadanos van a retornar a cada tipología de canal comercial. Los datos de la Tabla 7. 6 y Tabla 7. 7 cuantifican el número de envases que deberán gestionar los diferentes canales comerciales a nivel macroeconómico. En este caso, puede comprobarse que los supermercados grandes y los cafés-bares son los canales que gestionan una mayor cantidad de envases. En la Tabla 7. 8 se presentan los valores sumados de ambos canales. Como puede comprobarse fácilmente, el total global (16.022.514.025 unidades) es el 90% de la suma de totales de la Tabla 7. 2 (17.802.793.360 unidades).

Teniendo en cuenta el número de establecimientos dentro de cada tipología de canal comercial (Tabla 7. 3 y Tabla 7. 4), se puede dimensionar (dividiendo por el número de establecimientos de cada tipo) la cantidad promedio en unidades de envases que cada establecimiento de cada canal va a tener que gestionar a lo largo del año (ver Tablas Tabla 7.9 y Tabla 7.10). Estos valores son muy importantes, ya que permiten posteriormente trabajar a nivel microeconómico para

[101] Como se ha dicho anteriormente, es la propuesta por sus promotores. Así mismo, se supone que ya se ha llegado al estado estacionario. Ambas decisiones son conservadoras.

[102] El estudio del Instituto APOLDA (Instituto APOLDA, 2016) demostró que en una situación inicial los ciudadanos se comportarían de esta forma, aunque, esto no tiene porqué ser así. El ciudadano podría comprar el producto/envase en un sitio y devolver el residuo de envase en otro. Esta decisión o hipótesis permite asumir que lo que vende cada canal será retornado en el mismo canal.

dimensionar cada tipo de establecimiento por separado y calcular los costes asociados a cada uno de ellos.

Revisando los datos de las tablas anteriores, podemos identificar el amplio rango de cantidades de envases a gestionar anualmente por los diferentes establecimientos, desde las 17.316 unidades de un bar, hasta las 3.723.082 unidades de un hipermercado. **Precisamente, esta gran dispersión señala la necesidad de proponer diferentes sistemas de recogida que se adapten a estas diferentes necesidades**.

Tabla 7. 6 Unidades de envases retornados anualmente por canal de distribución en Comercios[103].

	Hipermercados	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tradicional	Gasolineras	TOTAL
Metales (Acero y aluminio)	686.443.035	1.635.560.504	860.354.472	656.923.737	152.351.752	282.932.296	184.841.986	**4.459.407.782**
PET	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
TOTAL plásticos	492.567.839	1.369.284.232	719.392.355	486.796.806	136.667.457	293.420.912	207.177.639	3.705.307.240
Brik	155.302.244	466.052.244	238.567.773	152.086.493	29.614.202	46.974.905	11.918.843	**1.100.516.704**
Vidrio	348.520.084	764.862.914	388.539.455	288.603.085	68.987.929	103.112.113	57.358.010	**2.019.983.590**
TOTAL	**1.682.833.203**	**4.235.759.895**	**2.206.854.054**	**1.584.410.121**	**387.621.340**	**726.440.227**	**461.296.478**	**11.285.215.318**

Tabla 7. 7 Unidades de envases retornados anualmente por canal de distribución en HORECA[103].

	Hoteles y Restaurantes	Consumo Nocturno	Café Bar	TOTAL
Metales (Acero y aluminio)	483.804.743	185.856.977	1.414.345.594	**2.084.007.314**
PET	XXX	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX	XXX
TOTAL plástico	355.970.295	78.362.085	553.616.547	987.948.927
Brik	121.001.977	22.670.714	237.963.421	**381.636.112**
Vidrio	372.075.885	97.210.180	814.420.289	**1.283.706.354**
TOTAL	**1.332.852.900**	**384.099.955**	**3.020.345.852**	**4.737.298.707**

Tabla 7. 8 Unidades de envases retornados anualmente por ambos canales (global)[103].

	COMERCIOS	HORECA	TOTAL
Metales (Acero y aluminio)	4.459.407.782	2.084.007.314	**6.543.415.096**
PET	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX
TOTAL plástico	3.705.307.240	987.948.927	4.693.256.167
Brik	1.100.516.704	381.636.112	**1.482.152.816**
Vidrio	2.019.983.590	1.283.706.354	**3.303.689.944**
TOTAL	**11.285.215.318**	**4.737.298.707**	**16.022.514.025**

[103] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados agentes de interés.

Tabla 7.9 Unidades de envases retornados por establecimiento y año en Comercios[104].

	Hipermercados	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tradicional	Gasolineras
Metales (Acero y aluminio)	1.518.679	443.963	161.357	65.132	16.924	12.272	17.256
PET	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
TOTAL plástico	1.089.751	371.684	134.920	48.265	15.182	12.727	19.340
Brik	343.589	126.507	44.743	15.079	3.290	2.038	1.113
Vidrio	771.062	207.618	72.869	28.614	7.664	4.472	5.355
TOTAL	**3.723.082**	**1.149.772**	**413.889**	**157.090**	**43.059**	**31.509**	**43.064**

Tabla 7.10 Unidades de envases retornados por establecimiento y año en HORECA[104].

	Hoteles y Restaurantes	Consumo Nocturno	Café Bar
Metales (Acero y aluminio)	7.763,7	10.246,8	8.108,4
PET	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX
TOTAL plástico	5.712,30	4.320,30	3.173,80
Brik	1.941,7	1.249,9	1.364,2
Vidrio	5.970,8	5.359,5	4.669,1
TOTAL	**21.389**	**21.177**	**17.316**

[104] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados agentes de interés.

7.1.4. Estimación de la aportación media estándar

La acción de aportación (acción de ir a la máquina e introducir los envases o entregarlos al dependiente de la tienda que recoge manualmente) es un factor clave para dimensionar correctamente el servicio. Para caracterizar dicha acción, es necesario definir cuál va a ser la aportación estándar, es decir, cuantos envases (de media) depositará el usuario cada vez que acuda a cada tipo de comercio.

Para estimar esta aportación media estándar, se parte de los siguientes datos:

- La población española es de 46.449.565 habitantes (INE[105], 2014) y la media de personas por unidad familiar es de 2,52 (INE, 2014), por lo que el número de unidades familiares en España en 2014 sería de 18.432.367.
  Ambos datos son importantes porque, normalmente, la aportación de residuos de envase a la recogida selectiva no se produce individualmente por parte de cada persona, sino como unidad familiar a través de una bolsa común que en cada hogar se va acumulando. En este estudio, se considera que el evento de aportación está ligado a las unidades familiares, excepto en el caso de las tiendas tradicionales, consumo nocturno y los café-bar donde la compra/consumo se hace de forma individual.
- Las cuotas de mercado de cada tipología de establecimiento comercial para el global de la categoría Bebidas tanto en Comercios como en HORECA (Fuente: Informe 360 de Nielsen)
- El número de visitas que se realizan anualmente a cada establecimiento comercial (Fuente: Nielsen (2014), revisado a través de la investigación de mercado hecha *ad hoc* para este estudio por el Instituto APOLDA, 2016. Estos datos pueden encontrarse en el Anexo 7.3 (confidencial).
- El número de establecimientos comerciales de cada tipología (datos mostrados en la Tabla 7.3 y Tabla 7.4).
- La cantidad de envases retornados por establecimiento y año en Comercios y en HORECA (Tabla 7.9, Tabla 7.10).

Con esta información, se calcula **la aportación media estándar en cada visita al establecimiento comercial** como el material retornado anualmente en cada establecimiento (Tabla 7.9 y Tabla 7.10) dividido por el número de visitas de todas las unidades familiares que recibe cada establecimiento comercial. Este último número se calcula a partir del número de hogares que visitan un establecimiento comercial determinado multiplicado por el número de veces que una familia visita anualmente cada establecimiento comercial (Anexo 7.3).

La Tabla 7.11 y Tabla 7.12 muestran la aportación media estándar en cada visita para cada uno de los establecimientos comerciales estudiados en ambos canales. Estas aportaciones medias son coherentes con la dimensión y frecuencia del establecimiento. La aportación media en peso permite confirmar que esta aportación será factible.

[105] Instituto Nacional de Estadística.

Tabla 7. 11 Aportación media estándar en cada visita a cada establecimiento comercial [106].

MATERIALES	COMERCIO						
	Hipermercado	Super G	Super M	Super P	Micro Super	Tradicional	Gasolineras
METALES (ACERO Y ALUMINIO)	15,6	7,8	8,2	8,9	6,0	4,3	6,0
PET	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
TOTAL plástico	11,2	6,5	6,8	6,6	5,4	4,4	6,7
BRIK	3,5	2,2	2,3	2,1	1,2	0,7	0,4
VIDRIO	7,9	3,6	3,7	3,9	2,7	1,6	1,9
UNIDADES							
Aportación media	38,2	20,1	21,0	21,5	15,3	11,1	15,0
Aportación media redondeada	**39,0**	**21,0**	**21,0**	**22,0**	**16,0**	**12,0**	**16,0**
PESO							
Peso aportación media EELL (kg)	0,391	0,239	0,249	0,240	0,191	0,157	0,214
Peso aportación media VIDRIO (kg)	2,353	1,081	1,098	1,165	0,812	0,467	0,556
Total aportación media (kg)	**2,744**	**1,320**	**1,347**	**1,405**	**1,004**	**0,625**	**0,770**

[106] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados agentes de interés.

Tabla 7. 12 Aportación media estándar en cada visita a cada establecimiento comercial de HORECA[107].

MATERIALES	HORECA		
	RESTAURANT HOTEL	CONSUMO NOCTURNO	CAFÉ BAR
Metales (Acero y aluminio)	2,2	1,0	0,4
PET	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX
TOTAL plástico	1,6	0,4	0,2
Brik	0,6	0,1	0,1
Vidrio	1,7	0,5	0,2
Aportación media (unidades)	6,2	2,1	0,9
Aportación media redondeada	**7,0**	**3,0**	**1,0**
	Unidad familiar	**Individuo**	**Individuo**

7.2. Consideraciones sobre sistema de recogida manual

En base a las experiencias de otros países[108], se ha visto que los puntos de venta tienen dos alternativas en cuanto al reconocimiento/aceptación de los residuos de envases sometidos a SDDR y a la restitución adelantada del depósito a los consumidores: sistema de recogida manual y sistema de recogida automática.

En el caso de los establecimientos con recogida manual, el propio personal del comercio es el que se encarga físicamente de reconocer, aceptar y gestionar los envases devueltos por los consumidores. En este proceso, debe identificar el envase como participante del SDDR. Para que sea aceptado, el envase debe estar vacío, debidamente etiquetado, encontrarse en buen estado y sin compactar. A continuación, debe almacenarlo y custodiarlo dentro del local. También se encarga de la interlocución con el ciudadano y el reembolso de la fianza.

Cuando los recipientes de aceptación de envases devueltos se llenen, deberán cerrarse, etiquetarse y almacenarse hasta su posterior entrega a un gestor autorizado de residuos, quien los transportará a la planta de conteo, donde serán contabilizados y clasificados.

En este estudio, sobre el sistema de recogida manual en los establecimientos se evalúa la selección y dimensionamiento de tres elementos:

1. Contenedores de almacenamiento de los envases.

[107] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados agentes de interés.

[108] "Estudio comparativo de los modelos de gestión de envases domésticos en Alemania, Noruega, Bélgica y España", 2015. Elaborado por la Universidad Politécnica de Madrid y la Universidad de Alcalá de Henares. http://www.envaseysociedad.org/estudio-comparativo-de-los-modelos-de-gestión-de-envases-domesticos/

2. Espacio comercial y de almacenamiento dedicado a la recepción y gestión de envases de SDDR.
3. Tiempo de gestión del personal para la recepción y gestión del envase de SDDR.

7.2.1. Contenedores de almacenamiento de los envases

En el modelo, se han distinguido dos tipos o circuitos de recogida manual: envases ligeros (EELL) y envases de vidrio. Esto es debido a la diferencia en cuanto a peso, naturaleza y comportamiento y tratamiento de los diferentes materiales recuperados.

Para el caso de **los EELL**, el mecanismo de almacenamiento debe preservar la integridad de las características que utilizan los centros de conteo automáticos, como el código de barras, la forma y el peso del envase.

Atendiendo al funcionamiento en otros lugares, las botellas de plástico, las latas y los briks se recogerían conjuntamente en bolsas de plástico tipificadas, distribuidas por el gestor del SDDR. Estas bolsas, una vez llenas, se precintan, etiquetan con un código de barras facilitado por el gestor del SDDR, y se custodian en algún lugar del punto de venta hasta que son entregadas al recogedor-transportista, quien las traslada a la planta de conteo. (Figura 7. 1).

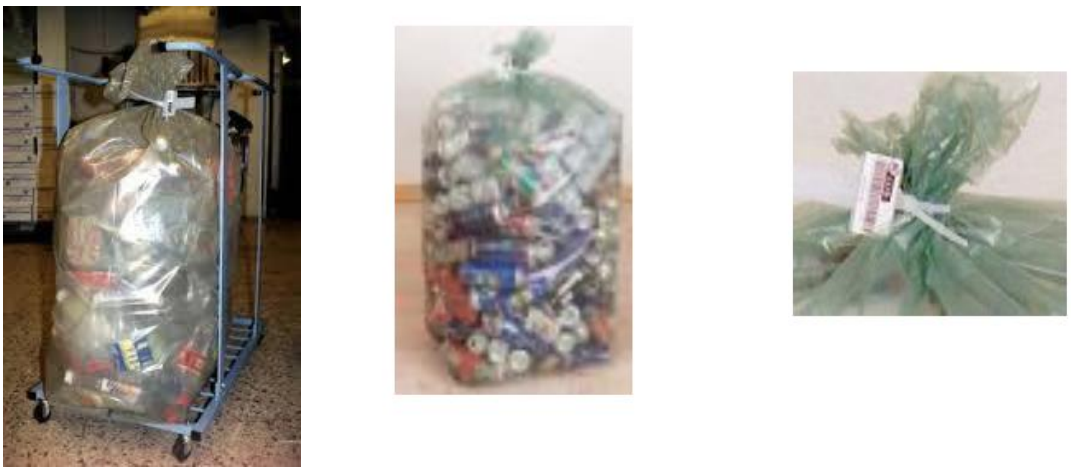


Figura 7. 1 Detalle de las bolsas de recogida manual de EELL[109].

Se ha considerado un modelo de bolsa de un solo uso fabricada en LDPE con las siguientes especificaciones técnicas[110]:

[109] Fuente: Palpa (http://palpa.fi/static/studio/pub/Materiaalipankki/Palautuspisteet/MAN_TLK_KMP_EN.pdf), Anker Andersen (Imagen obtenida del vídeo: http://anker-andersen.dk/media/5456/tyskland-stor-eng.swf) i visita *in situ* envío miembros PPI.

[110] http://www.haleco.es/producto/sac600t-50-bolsas-transparentes-500-l/ Última visita: 21/11/2016

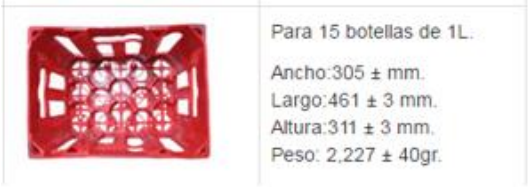
Tabla 7. 13 Características Bolsas Recogida Manual (EELL).

Características bolsas recogida manual	
Material de fabricación	LDPE
Color	Transparente
Capacidad (L)	500
Peso por ud (kg)	0,350

El número total de bolsas necesarias para la recogida manual de EELL se ha calculado teniendo en cuenta la capacidad de la bolsa (500 L) y la necesidad de reemplazo de cada tipología de establecimiento por llenado de las mismas. Por experiencias extraídas de otros países, sólo se recogerán las bolsas completamente llenas para evitar el desperdicio de las mismas. Sobre la base de la experiencia obtenida en visitas in situ a instalaciones de otros SDDR[111], se ha establecido que la capacidad promedio de cada bolsa es de 200 envases.

Para **el caso del vidrio**, debido a las características del material, principalmente a su peso y a su fragilidad, éste debe ser transportado en cajas rígidas de plástico para asegurar en todo momento que los envases lleguen íntegros a las plantas de conteo. Las cajas establecidas para transportar estos envases se han asimilado a las ya existentes para los envases de vidrio reutilizables utilizadas en el canal HORECA (Figura 7. 2). Además, las cajas deben ser fácilmente apilables y aceptar envases de distinta capacidad. Se ha establecido una tipología de caja existente en el mercado[112] que, con las mismas dimensiones, acepta botellas de diverso tamaño: con una capacidad de 15 botellas para envases de más de 0,5 L y de 24 botellas para envases de menos de 0,5 L. Las especificaciones se encuentran en la Tabla 7.14. Esto facilita la etapa de transporte, ya que permite que, independientemente del volumen de la botella recogida, estas cajas sean perfectamente apilables para favorecer su almacenamiento y transporte.

Se ha considerado que las cajas son reutilizables con una vida útil 10 años. El número de ellas se ha dimensionado teniendo en cuenta la cantidad de cajas necesarias para abastecer la recogida de botellas devueltas manualmente en cada establecimiento en una semana y este número se ha multiplicado por 2,5[113], que asegura que en todo momento haya suficientes cajas en circulación para realizar la recogida de las botellas de vidrio[114].



[111] Información suministrada por Ecoembes.

[112] http://www.quiminet.com/articulos/las-cajas-de-plastico-refresqueras-23487.htm. Última visita: 10.12.2016.

[113] Esto implica la almacenada en tienda, la de recambio y se ha considerado un pool de mantenimiento de 0,5.

[114] Tal y como sugiere el estudio de *Evaluación de costes de introducción de un sistema de depósito, devolución y retorno en España. Enero 2012* (Eunomia, 2012)

Figura 7. 2 Detalle de las cajas de Recogida Manual (Vidrio)[115].

Tabla 7. 14 Características de las cajas de Recogida Manual (Vidrio).

Características	
Material de fabricación	HDPE
Ancho (m)	0,305
Largo (m)	0,461
Alto (m)	0,311
Peso (kg)	2,227
botellas < 0,5 L	24
botellas >0,5 L	15

7.2.2. Espacio comercial y de almacenamiento para la recepción y gestión de envases de SDDR

En la gestión manual de envases de SDDR, debemos tener en cuenta que cada tipo de punto de venta debe destinar:

- un espacio de suelo comercial para recepcionar los envases, y
- un espacio en almacén para almacenar las bolsas y cajas hasta que las recojan.

La siguiente Tabla 7. 15 recoge las hipótesis tomadas para definir el espacio comercial utilizado para recepcionar los envases en caso de recogida manual para los diferentes formatos (teniendo en cuenta la aportación media del consumidor y la cantidad anual que gestiona cada establecimiento)[116].

[115] Fuente: http://www.quiminet.com/articulos/las-cajas-de-plastico-refresqueras-23487.htm

[116] No se han encontrado datos promedios contrastados o de mayor precisión, por lo que el equipo lo ha estimado de manera conservadora a partir de la contabilización de espacio mínimo necesario para su correcto funcionamiento.

Tabla 7. 15 Parámetros del espacio en suelo comercial en Recogida Manual.

FORMATOS	Espacio en suelo comercial (Manual)
Supermercado Grande	Palet para cajas vidrio (1 m2), bolsa EELL (1 m2), espacio manipulación (2 m2), movilidad empleado (2m2) + mostrador (2m2)
Supermercado Mediano	Espacio de dos cajas de vidrio (=2*0,14), bolsa EELL (1m2), espacio de manipulación (1,28m2), movilidad empleado (2m2), mostrador (1m2)
Supermercado Pequeño / Gasolinera	Espacio de dos cajas de vidrio (=2*0,14), bolsa EELL (1m2), espacio de manipulación (1, 28m2), movilidad empleado (2m2), mostrador (1m2)
MicroSupermercado / Tradicional / HORECA	Espacio de dos cajas (=2*0,14), bolsa (1m2), espacio de manipulación (1, 28m2), movilidad empleado (1m2)

El espacio en almacén se dimensiona utilizando los parámetros de la Tabla 7.16[117]. Los cálculos finales dependen del número de veces que se realicen las recogidas, por lo que el cálculo del espacio concreto en cada caso dependerá de cuantas bolsas y cajas se quedan almacenadas.

Tabla 7. 16 Parámetros del espacio en almacén en Recogida Manual.

Espacio en almacén manual	Parámetros
Espacio ocupado por una bolsa (m2)	1
Espacio ocupado por cajas (m2)	0,14
Número de cajas que se pueden apilar	4
Número de bolsas apilables	3
Espacio necesario para maniobrar (m2)	2

7.2.3. Tiempo de gestión del personal para la recepción y gestión de los envases de SDDR

El personal del establecimiento comercial deberá dedicar tiempo a la recepción y gestión de los envases. Esta gestión debe diferenciar claramente dos elementos:

- Tiempo fijo de interacción por usuario, qué incluye la solicitud de la devolución y la emisión del ticket o devolución del importe. Este tiempo de interacción fijo se estima en 30 segundos por usuario. [118]

[117] Información extraída a partir del volumen de las cajas y las bolsas ofrecidas por los proveedores consultados: KARTOX y HALECO.

[118] Se ha consultado con las asociaciones de distribuidores y se ha hecho una estimación asimilando el proceso de retorno de envases al proceso de devolución actual de un producto en este sector.

- Tiempo variable, según el número de envases. Éste se estima en 10 segundos de gestión por envase. [118]

Además, el personal del establecimiento deberá trasladar las bolsas y las cajas desde el espacio comercial al almacén. En este caso, los parámetros utilizados han sido:

- Tiempo de movimiento de la bolsa de EELL desde el espacio comercial al almacén, ubicación en almacén, correcto etiquetado y cierre de 5 minutos por bolsa. [119]
- Tiempo de movimiento de un palet de cajas de vidrio desde el espacio comercial al almacén y ubicación en almacén de 10 minutos por palet. [119]
- Tiempo de movimiento de cuatro cajas de vidrio (máximo que se puede transportar de forma manual) desde el espacio comercial al almacén y ubicación en almacén de 5 minutos. [119]

Estos parámetros servirán posteriormente para dimensionar el tiempo de personal en cada caso en función de los envases gestionados en cada tipo de establecimiento.

7.3. Consideraciones sobre el sistema de Recogida Automática

En los establecimientos donde exista el volumen de venta de bebidas, el espacio y la capacidad económica suficientes, se podrá considerar la posibilidad de instalar una o varias máquinas de retorno de envases "RVM" ("*Reverse Vending Machine*").

El funcionamiento de estas máquinas RVM se puede resumir en:

- **Reconocimiento de forma precisa de los envases sometidos.** El operador del SDDR informa telemáticamente a las máquinas de qué envases han de aceptar cuando el consumidor los introduzca. Se basa en el reconocimiento de la silueta, el peso y la etiqueta del envase.
- **Clasificación del material y compactación.** Se reduce así el espacio de almacenamiento y se optimiza su transporte. El grado de compactación obtenido por estas máquinas es variable dependiendo de los modelos.
- **Entrega de un ticket** por el valor del depósito de los envases, que se hace efectivo en la caja del establecimiento.

El personal del establecimiento se encargaría de:

- reponer los contenedores de las máquinas cuando estén llenos;
- reemplazar los contenedores por otros vacíos para el correcto funcionamiento y servicio a los consumidores;
- almacenar y custodiar dichos contenedores llenos hasta el momento de su recogida; y
- devolver la fianza de acuerdo con el importe especificado en el ticket expedido por la máquina.

[119] No se dispone de datos de mayor precisión. Se ha estimado como promedio contrastándose la información con operadores logísticos consultados.

Existen en el mercado diferentes tipologías de máquinas de retorno de envases que cumplen las funciones anteriores. En sus inicios, estas máquinas fueron diseñadas para la recepción de envases reutilizables. Tras la implantación del SDDR para envases de un solo uso en algunos países centroeuropeos y escandinavos, sobre la misma base que para gestionar los envases reutilizables, se han venido desarrollando máquinas que permiten la aceptación de esta tipología de envases y que, además de las prestaciones de las diseñadas para envases reutilizables, permiten la compactación de los mismos.

La ubicación de la máquina requiere:

- que el terreno esté debidamente aplanado;
- que el dispositivo esté protegido de la lluvia, la nieve y los rayos directos del sol;
- que esté conectada a una fuente de suministro eléctrico; y
- que esté conectada a una red de banda ancha.

La recepción automática en los establecimientos conlleva la selección y dimensionamiento de cuatro elementos:

1- Elección del modelo de máquina
2- Elección del contenedor de recepción del material en máquina
3- Espacio comercial y de almacenamiento dedicado a la recepción y gestión de envases de SDDR.
4- Tiempo de gestión del personal para el vaciado de las máquinas SDDR.

7.3.1. Elección del modelo de máquina

Antes de explicar con detalle la elección del modelo de máquina, cabe recordar dos condicionantes en la selección de las máquinas en este caso:

Condicionante 1. El SDDR obligatorio analizado en este estudio conlleva la recogida de 6 fracciones o materiales diferentes (acero, aluminio, PET, PEAD, brik y vidrio).

Esto implica que, teóricamente, se podría optar por trabajar con una sola máquina que recogiese las seis fracciones. Sin embargo, esto no es factible, ya que en el mercado no existen máquinas capaces de gestionar las seis fracciones de forma conjunta en un mismo contenedor y de forma compactada. Además, esto implicaría procesos más complejos para su posterior separación.

Una segunda opción podría ser seleccionar una máquina diferente para cada fracción, lo que implicaría que cada establecimiento debería tener un mínimo de seis máquinas, posibilidad no factible para la mayoría de formatos de punto de venta, tanto por el espacio necesario como por el coste económico.

La solución propuesta en este estudio es intermedia y tiene en cuenta la información de las especificidades técnicas de las máquinas: cada establecimiento que haga una recogida automática, lo tendrá que hacer con tres máquinas diferentes (en el momento de dimensionar la necesidad de cada uno de los canales, se determinará cuántas de cada tipo). Estas máquinas permitirían al consumidor la entrega de los residuos de envases en tres tipologías separadas de materiales:

- Máquina 1 - Metales (acero y aluminio)

- Máquina 2 - Plástico (PET y PEAD) y briks
- Máquina 3 – Vidrio

Figura 7. 3. Disposición de las máquinas de un supermercado en Nueva York.

Figura 7. 4 Disposición de las máquinas en un supermercado sueco.

Un argumento adicional a favor de la propuesta utilizada en el estudio es el hecho de que tener seis máquinas era suponer que los consumidores eran capaces de diferenciar entre los seis materiales de forma clara, cosa difícil de asumir en la práctica. Así pues, la propuesta del estudio de definir una estructura de materiales agrupados fácilmente reconocibles por el usuario y a la vez, fácilmente gestionables en las fases posteriores de gestión de los materiales, se toma como la más realista[120].

Condicionante 2. Los diferentes canales de distribución son muy heterogéneos entre sí. Ello implica escoger máquinas con gran capacidad de gestión para los formatos comerciales más grandes y otras máquinas con capacidad media para formatos medianos y pequeños.

En el mercado existen algunos fabricantes de máquinas de devolución de envases: TOMRA, ENVIPCO, REPANT y WINCORE. El de mayor implantación es el de la internacional noruega TOMRA[121].

Tras analizar las soluciones ofrecidas por los distintos proveedores se ha decidido usar las características técnicas de las máquinas ofrecidas por el principal fabricante del sector, TOMRA. [122]

Actualmente, no existen en el mercado máquinas RVM que acepten brik y PEAD. En diferentes conversaciones mantenida con INTERNACO (distribuidor oficial de TOMRA en España), se nos hizo saber de un pronto desarrollo de la tecnología necesaria para el reconocimiento de estos

[120] Teniendo en cuenta que son 6 las fracciones a recoger de manera automática y que no existe ningún modelo en EU que recoja este número de fracciones, se detecta la imposibilidad de dimensionar en un solo dispositivo todas las fracciones de manera conjunta y compactada (principalmente, por la ausencia de características técnicas de dimensionamiento sobre las capacidades de llenado del mix de material propuesto por parte de los distintos proveedores).

[121] www.tomra.com

[122] Al inicio del estudio se contactó con INTERNACO, la empresa comercializadora de las máquinas RVM de TOMRA en España, y con la propia central de TOMRA para solicitar las prestaciones exactas de sus máquinas, así como sus precios. Su respuesta se ha producido prácticamente al cierre del estudio, por lo que la mayor parte de la información utilizada es la que TOMRA tiene publicada en su página web.

materiales. Por ello, como hipótesis conservadora, se ha asumido que la tipología de máquinas que recojan estas dos últimas fracciones sea similar a las ya desarrolladas para el caso del PET, asimilando las características de la tecnología en las mismas magnitudes (dimensiones de la máquina, consumo, nº envases que puede albergar, etc.). Se han encontrado alusiones a un prototipo de máquina que separaría los envases tipo brik o PEAD, pero en ningún caso se ha podido constatar que pueda obtenerse el material compactado. [123] No obstante, como hipótesis conservadora, en el estudio se ha considerado que el material podrá ser recogido de forma compactada asimilando su comportamiento a lo que ocurre con las botellas de PET.

En el Anexo 7.4 se detallan en profundidad las principales características y especificaciones técnicas de las máquinas seleccionadas para los diferentes establecimientos. A continuación, se enumeran y definen brevemente las diferentes tecnologías seleccionadas, identificando los elementos más importantes:

- Maquina Front modelo T-820 con *backroom multipac*. Diseñada para establecimientos que reciben **grandes volúmenes de envases** y que disponen de suficiente espacio para instalar este tipo de máquinas, que requieren un almacén o "*backroom*" donde se almacenarán los contenedores de depósito. Se pueden configurar para recibir cualquiera de las fracciones bajo estudio de forma compactada y separada y, debido a la mayor capacidad de los contenedores de recogida, su capacidad de almacenamiento es mayor.
- Modelo de maquina *Inpack T-63 Dual Cabinet*. Diseñada para establecimiento que reciben un **volumen medio de envases**. De menor tamaño que las anteriormente descritas, no necesitan de un almacén o "*backroom*", ya que la propia máquina posee el espacio destinado a la recolección y almacenamiento de los envases. Se pueden configurar para recibir dos fracciones de envases de forma separada gracias a sus dos compartimentos.
- Modelo de máquina *Inpack T-63 Single cabinet*, Diseñadas para establecimientos que reciben un **volumen menor de envases**. Es de menor tamaño que las anteriormente descritas, con una única cabina en la propia máquina, y es capaz de reconocer y seleccionar un solo tipo de material de forma separada.

7.3.2. Elección del contenedor de recepción del material en máquina

Se han identificado diferentes modelos de cajas, cubos o contenedores que podrían adaptarse dentro del receptáculo de la máquina donde se almacena temporalmente el material hasta su llenado. La tipología y tamaño de las cajas utilizadas para la recepción del material en las máquinas, viene determinada por la elección del modelo seleccionado por cada establecimiento.

[123] Video de TOMRA donde se observa la recepción automática del brik sin compactación: Demonstratie Tomra T-9: https://www.youtube.com/watch?v=wdk-I4vAdxs. Última consulta: 16/01/2017.

- Cajas de plástico que permanecerán siempre en el interior de la máquina, en cuyo interior se dispone una bolsa de plástico que se cambiará cada vez que ésta se llene y se usará para el transporte.
- Cajas de cartón que permanecerán siempre en el interior de la máquina, en cuyo interior se dispone una bolsa de plástico que se cambiará cada vez que ésta se llene y se usará para el transporte.
- Cajas de cartón de un solo uso que se cambiarán cada vez que se llenen y se usarán para el transporte.

En base a las máquinas seleccionadas, se han escogido dos tipos de cajas de cartón con las dimensiones que indica el sistema de almacenamiento de cada máquina. Se han establecido cajas de cartón con la resistencia necesaria para soportar el peso del material compactado (latas, brik y plásticos) o triturado (vidrio). Para las máquinas *Multipack* para establecimientos con grandes volúmenes, se han utilizado cajas con capacidad de 1 m3 adaptado a las dimensiones de 1 palet (Tabla 7. 17 y Figura 7. 3 izquierda). Para las maquinas *Inpack* single y dual cabinet, se ha utilizado el modelo estandarizado de cajas de medio palet (Tabla 7. 17 y Figura 7. 3 derecha).

Tabla 7. 17 Características técnicas de las cajas de recepción automática.

Características	
Modelo	Máquinas Multipack/820
Largo (m)	1,2
Ancho (m)	0,8
Alto (m)	1
Peso (kg)	7,2
Capacidad (m^3)	1
Fuente	http://kartox.com/caja-de-carton-con-solapas-medida-pale

Características	
Modelo	Máquinas Dual
Largo (m)	0,6
Ancho (m)	0,85
Alto (m)	0,82
Peso (kg)	3,5
Capacidad (m^3)	0,4
Fuente	http://kartox.com/caja-de-carton-con-solapas-medida-pale

Figura 7. 3. Caja con solapas medida pallet (izquierda) y medio palet (derecha)[124].

[124] Fuente: Kartox.

Para el caso de la recepción automática de EELL se ha optado por un sistema de caja de cartón en cuyo interior se deposita una bolsa de plástico (similar a la descrita en la recogida manual en Apartado 7.2.1) que se reemplace cada vez que se llena. Las cajas se reutilizarán y serán reemplazadas cada 3 meses (4 cajas anuales)[125]. El total de cajas y bolsas anuales necesarias se ha calculado por tipología de establecimiento y máquina atendiendo a su capacidad y frecuencia de llenado y reemplazo.

Para el caso del vidrio se ha optado por la utilización de cajas de cartón de un solo uso, ya que el material se recogerá triturado y roto, y no podrá ser recepcionado en bolsas de plástico teniendo en cuenta la seguridad del empleado encargado de su manipulación. Además, por el carácter pesado de las cajas llenas, sería imposible la maniobrabilidad de las bolsas[126]. El total de cajas de vidrio necesarias se ha calculado teniendo en cuenta la capacidad y frecuencia de llenado.

7.3.3. Espacio comercial y de almacén para la recepción y gestión de los envases de SDDR.

Para calcular el espacio comercial dedicado a la recepción de los envases de SDDR, se han tenido en cuenta las dimensiones de las máquinas que se indican en el Anexo 7.4, asumiendo, además, un espacio adicional de 2 metros cuadrados por máquina para albergar las colas que se pueden generar en las horas pico. [127]

El espacio en almacén se ha estimado utilizando las dimensiones de las cajas de almacenamiento, teniendo en cuenta que se debe maniobrar con las mismas y se debe dar un margen de espacio para el trabajador encargado de su vaciado (2 m^2). [128]

7.3.1. Tiempo de gestión del personal para la recepción y gestión de los envases de SDDR.

El personal de los establecimientos comerciales que gestionen automáticamente los envases de SDDR, debe encargarse básicamente de vaciar puntualmente la máquina cuando ésta esté llena. De no hacerlo, el ciudadano puede verse perjudicado con incómodas esperas para recuperar el dinero de sus fianzas. Para este proceso de vaciado y traslado al almacén, se ha asumido un

[125] No se dispone de un dato de mayor precisión. En base a experiencia previa del equipo investigador.se ha estimado en 4 los reemplazos anuales debido al uso de la caja: manipulación, vaciado y reemplazo de bolsa. Esto supondría que en algunos casos cada caja pueda superar 250 usos.

[126] Dato contrastado con empresas asociadas a ASEDAS en reunión mantenida durante el transcurso del Proyecto el 5 de octubre de 2016.

[127] Información suministrada por la asociación de distribuidores ASEDAS el 5 de octubre de 2016.

[128] Estimado como el espacio mínimo de maniobrabilidad en caso que se requiera, debido al peso de la caja o bolsa la utilización de traspale para realizar su colocación y almacenamiento.

tiempo del personal del punto de venta de 15 minutos por máquina[129]. En este lapso, el operario ha de desplazarse hasta la ubicación donde se encuentre la máquina, vaciar sus compartimentos, sustituir los recipientes internos, cerrar la máquina, dejar el entorno de la misma limpio y acarrear los recipientes con los residuos de envases hasta el lugar donde se almacenen, operando las puertas y asegurando la custodia[130].

7.4. Modos de aceptación de envases

La complejidad presentada en las consideraciones generales y de recepción indica que la aplicación real del SDDR obligatorio hará que cada establecimiento, en función de su clientela, localización, estacionalidad, espacio disponible, volumen de negocio y capacidad económica, trate de adaptar su operativa diaria a la gestión de esos residuos de envases que el ciudadano les habrá entregado, buscando ofrecer el mejor nivel de servicio al mínimo coste. En la realidad, idealmente habría casi tantas soluciones como comercios.

Dado que el estudio no puede ni pretende mostrar, dimensionar y establecer análisis de todas las futuras realidades, se ha modelizado un número limitado (5) de modos de gestión de residuos de envases devueltos, que se presentan, dimensionan y evalúan en los apartados siguientes.

7.4.1. Descripción de los modos de aceptación

1. **Modo de aceptación CA[131]:** aceptación automática (con máquinas de alta capacidad) + recogedor.

El establecimiento dispone de tres grupos de máquinas de retorno de alta capacidad (FRONT + BACK), que compactan el material y lo almacenan en bolsas (Figura 7. 4).

[129] El estudio de Sismega, 2011 asume un tiempo de vaciado de 15 minutos y el estudio de la PES (2016) asume 25; Nuestra estimación conservadora coincide con la de 15 minutos.

[130] Video del proceso de llenado completo y cambio de maquina en SDDR Noruega. Equiparable al establecimiento recogida CA: http://infinitum.no/pantemottak-nyttig-info/nye-sekker-i-plast-erstatter-halvpallkartong. A este tiempo habría que añadir el desplazamiento del Pallet lleno al lugar de almacenamiento (en ocasiones será necesaria la utilización de traspale) y los desplazamientos de los operarios. Última consulta 16/01/2016

[131] Se utiliza una nomenclatura básica para enumerar los diferentes modos de aceptación. C (se refiere a Comercio) y A, B, C, D, E (orden). Cuando se presentan los modos de aceptación de HORECA, se utilizará una H (Horeca) inicial en lugar de una C (de Comercio).

Figura 7. 4. Máquinas de retorno de alta capacidad[132].

El personal del centro se encarga del vaciado de las máquinas y almacena las cajas que se van llenando en el almacén del establecimiento. Un recogedor externo realiza la recogida de las cajas del mencionado almacén y las transporta a sus instalaciones.

En este caso, el establecimiento deberá habilitar el espacio destinado al *Backroom*, pero esto le permitirá disponer de una capacidad de recepción de envases alta y una menor frecuencia de vaciado.

2. **Modo de aceptación CB:** aceptación automática (con máquinas de alta capacidad) + logística inversa.

El establecimiento dispone de tres grupos de máquinas de retorno de alta capacidad (FRONT+BACK), que compactan el material y lo almacenan en bolsas. El personal se encarga del vaciado de las máquinas, llevando las bolsas con las fracciones "ligeras" compactadas y las cajas con el vidrio a un espacio de almacenamiento del establecimiento, donde el material es transportado por logística inversa hasta plataforma logística de la cadena, donde se almacenan.

3. **Modo de aceptación CC:** aceptación automática con agrupación (almacenaje en establecimiento) + recogedor.

El establecimiento dispone de tres grupos de máquinas de retorno (de capacidad media), que compactan el material y lo almacenan en cajas (Figura 7. 5). El personal del centro se encarga del vaciado de las máquinas y lleva las cajas con los envases compactados a un espacio de almacenamiento del establecimiento.

Las máquinas, en este caso, no requieren *backend* pero tienen una capacidad menor de recepción de envases.

[132] Elaboración propia a partir de fotos de máquinas de TOMRA.

Dual: Metales Dual: Plásticos Single: Vidrio

Figura 7. 5 Máquinas de retorno de capacidad media[133].

Un recogedor externo realiza la recogida de las cajas, que lleva a su propio almacén.

4. **Modo de aceptación CD:** aceptación automática sin agrupación (sin almacenaje en establecimiento) + recogedor

El establecimiento dispone de tres grupos de máquinas de retorno (de capacidad media) como las del modelo CC, que compactan el material y lo almacenan en cajas. El centro no dispone de espacio de almacenamiento, por lo que el personal del recogedor externo recoge las cajas directamente de la máquina (frecuencia: cuando se llena la máquina) y las lleva a su propio almacén.

5. **Modo de aceptación CE:** aceptación manual

El establecimiento reconoce los envases, los manipula, los custodia y devuelve el depósito manualmente al cliente. Las bolsas para EELL y las cajas para vidrio, sin compactar, se almacenan en la tienda hasta que el recogedor externo las recoge y las llevar a su almacén.

7.4.2. Combinaciones de tipos de establecimiento y modos de aceptación

Los modos de aceptación presentados en el anterior epígrafe se pueden aplicar a los diferentes formatos comerciales de Establecimientos Comerciales (CA, CB, CC, CD y CE) y HORECA (HA, HB, HC, HD y HE) presentados anteriormente, por lo que, si cruzamos los modelos de recepción y los formatos comerciales, se obtienen a priori 50 combinaciones posibles.

[133] Elaboración propia a partir de fotos de máquinas de TOMRA.

De las 50 formas de gestión, a efectos de dimensionar y evaluar los costes, únicamente se considerarán las relevantes y representativas.[134] Para determinar cuáles lo son, se realizaron diferentes reuniones presenciales[135] con las diferentes asociaciones de distribuidores que representan a los diferentes formatos de punto de venta incluidos en el estudio. Las asociaciones que participaron estas consultas fueron ANGED, ASEDAS, ACES y CEC representando a los distribuidores de alimentación y FEHR y AECOC representando a los distribuidores de HORECA. Para ofrecer la información más fidedigna posible (dentro de las limitaciones de un escenario teórico), algunas asociaciones (ASEDAS y ACES) recabaron datos específicos de sus asociados, obteniéndose datos suficientemente sólidos.

Además, se tuvieron en cuenta dos criterios adicionales, uno anterior y otro posterior a las consultas.

- (Anterior) Se decidió que sólo se tendrían en cuenta aquellas combinaciones que representaran como mínimo un 10% del material comercializado en cada canal.
- (Posterior) Se decidió que, si se optaba por un sistema automatizado, el uso de las máquinas (en términos de tiempo de uso) debía de ser superior al 5%.

Con toda la información, las siguientes tablas recogen la estimación final de los porcentajes con que cada tipo de comercio (columnas) gestionará los envases a través de cada una de los modos de aceptación establecidos (filas), la Tabla 7. 18 para el canal Comercial y la Tabla 7. 19 para el HORECA.

Se puede observar que los formatos comerciales más pequeños señalan de forma clara el uso de la recogida manual: Tiendas tradicionales y microsupermercados. Para las gasolineras se determinó una aportación 100% manual, ya que, cuando se realizaron los cálculos de un modo automático con máquinas de media capacidad, las máquinas tenían una tasa de uso inferior al 5%.

Los formatos grandes apostarían mayoritariamente, en la medida de lo posible, por modos automatizados (de diferentes formatos), y sólo los formatos de supermercados medianos y pequeños creen que habría una combinación de ambos sistemas dependiendo de las características individuales.

En el caso de HORECA, las consultas a sus asociaciones determinaron que la dinámica de HORECA solo permite actualmente una recogida manual. Así pues, los formatos de HORECA se realizan exclusivamente de forma manual.

Para cada combinación de Comercios/HORECA y forma de gestión, se construirá un modelo de aceptación concreto para un tipo de establecimiento con su correspondiente dimensionamiento y estudio de costes. Habrá 10 modelos para los comercios con máquina y 8 modelos para los comercios y HORECA manual (Tabla 7.20).

---

[134] Cada combinación añadida supone un esfuerzo de modelización adicional. En este punto de realización de la primera iteración del estudio en 2016, es necesario simplificar el número de casos a estudiar. De todos modos, no se tiene constancia de ningún otro estudio realizado anteriormente que evalúe tantas combinaciones ni que haya obtenido datos directos de mercado para asignar los porcentajes de uso de cada combinación.

[135] Efectivamente, la determinación de estos datos se llevó a cabo de manera iterativa, mejorando el resultado en cada nueva iteración. No fue hasta la tercera iteración con las asociaciones cuando se dio por bueno el resultado.

Tabla 7. 18 Combinación de tipos de establecimientos con formas de gestión en Comercios.

Modos de aceptación	Hipermercados (>2500 m2)	Supermercados				Tiendas tradicionales	Gasolineras y estaciones de servicio
		Grandes (>1000)	Medianos (400-999)	Pequeños (100-399)	micro (<100)		
CA – Automático (alta capacidad) + Recogedor	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
CB – Automático (alta capacidad) + Logística Inversa	10%	15%	0%	0%	0%	0%	0%
CC – Automático + almacenaje en tienda	25%	35%	30%	0%	0%	0%	0%
CD – Automático sin almacenaje en tienda	55%	50%	40%	30%	0%	0%	0%
CE – Manual	0%	0%	30%	70%	100%	100%	100%
	100%	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**

Tabla 7. 19 Combinación de tipos de establecimientos con formas de gestión en HORECA

Modos de aceptación	Café Bar	Restaurantes y Hoteles	Consumo Nocturno
CA – Automático (alta capacidad) + Recogedor	**%**	**%**	**%**
CB – Automático (alta capacidad) + Logística Inversa	**%**	**%**	**%**
CC – Automático + almacenaje en tienda	**%**	**%**	**%**
CD – Automático sin almacenaje en tienda	**%**	**%**	**%**
CE – Manual	**100%**	**100%**	**100%**
	100%	**100%**	**100%**

Tabla 7.20 Resumen de los modelos a estudiar.

Nº	TIPO DE ESTABLECIMIENTO	MODELO DE ACEPTACIÓN / ESTUDIO DE COSTES
1	HIPERMERCADO	CA: Automático (Alta capacidad) + Reciclador
2	HIPERMERCADO	CB: Automático (Alta capacidad) + Logística Inversa
3	HIPERMERCADO	CC: Automático + Almacenaje en tienda + Reciclador
4	HIPERMERCADO	CD: Automático + sin almacenaje en tienda + Reciclador
5	SUPER GRANDE	CB: Automático (Alta capacidad) + Logística Inversa
6	SUPER GRANDE	CC: Automático + Almacenaje en tienda + Reciclador
7	SUPER GRANDE	CD: Automático + sin almacenaje en tienda + Reciclador
8	SUPER MEDIANO	CC: Automático + Almacenaje en tienda + Reciclador
9	SUPER MEDIANO	CD: Automático + sin almacenaje en tienda + Reciclador
10	SUPER MEDIANO	CE: Manual
11	SUPER PEQUEÑO	CD: Automático + sin almacenaje en tienda + Reciclador
12	SUPER PEQUEÑO	CE: Manual
13	MICRO SUPER	CE: Manual
14	TIENDA TRADICIONAL	CE: Manual
15	GASOLINERAS	CE: Manual
16	CAFÉ BAR	CE: Manual
17	RESTAURANTE / HOTELES	CE: Manual
18	CONSUMO NOCTURNO	CE: Manual

Convirtiendo las tablas anteriores (porcentuales) en otra expresada en valores absolutos, se obtiene una aproximación de las unidades y toneladas que se gestionan por cada modelo de aceptación. Si agrupamos los modelos de aceptación automática, podemos identificar el % de las unidades y toneladas que se gestionarían de forma manual y automática. La Tabla 7. 21 ofrece estos resultados, discriminando los resultados entre EELL y vidrio.

Tabla 7. 21 Resumen de los modelos de aceptación para EELL, vidrio y globales.

		Tipología de recogida	
		Manual	Automática
EELL	Unidades	6252051651	6466772429
	Peso (t)		
	% (en unidades)	49,2%	50,8%
	% (en Peso)	49,2%	50,8%
Vidrio	Unidades	1.831.748.401	1.471.941.542
	Peso (t)	545.252.860	438.158.991
	% (en unidades)	55,4%	44,6%
	% (en Peso)	55,4%	44,6%
TOTAL	Unidades	8.083.800.052	7.938.713.972
	Peso (t)	691.712.315	589.443.556
	% (en unidades)	50,5%	49,5%
	% (en Peso)	54,0%	46,0%

Como resultado de las estimaciones realizadas y de los datos manejados en este estudio, en España el **54% de las toneladas se gestionaría manualmente (CE) y el 46% de forma automatizada (CA, CB, CC y CD).** Esto supone una diferencia fundamental respecto a otros países donde está implantado un SDDR parecido. Esto es debido a los hábitos de consumo y a la estructura comercial de nuestro país, con una gran capilaridad de formatos pequeños. **Es decir, que un SDDR en España sería mayoritariamente gestionado por establecimientos sin máquina RVM.**

7.5. Dimensionamiento de los modelos de aceptación automática

7.5.1. Elemento previo – Concentración de la afluencia a los comercios

El SDDR vincula la devolución de los envases con el acto de compra de los productos envasados, tal como ha confirmado el estudio del Instituto APOLDA (Instituto APOLDA, 2016). De hecho, el lugar de entrega del residuo es, por definición, la tienda o el establecimiento de HORECA. Por tanto, para determinar el número de máquinas qué será necesario instalar en cada tipo de establecimiento, se debe tener en cuenta la distribución de la afluencia de los usuarios a los comercios y establecimientos de HORECA a lo largo de la semana.

Como sabemos, la llegada de clientes a los establecimientos comerciales no se distribuye de forma uniforme a lo largo de la semana, ni a lo largo del día. Durante la semana hay un horario valle y un horario pico de afluencia de los consumidores (Observatorio del Consumo, 2011).

Dado que los establecimientos de HORECA tienen solo recogida manual, se buscará únicamente información de concentración de la afluencia a los comercios.

Respecto al grado de concentración de la compra de alimentación o bebidas en los diferentes tipos de comercio a lo largo de la semana, no se encontraron estudios específicos ni cuantificados. En el estudio de Sismega, 2011, se utilizó un estudio anterior, realizado por el Observatorio del Consumo, 2006. El mismo Observatorio del Consumo, 2011 menciona más recientemente lo resumido en la Figura 7. 6 respecto a la concentración de las compras de productos alimenticios durante la semana.

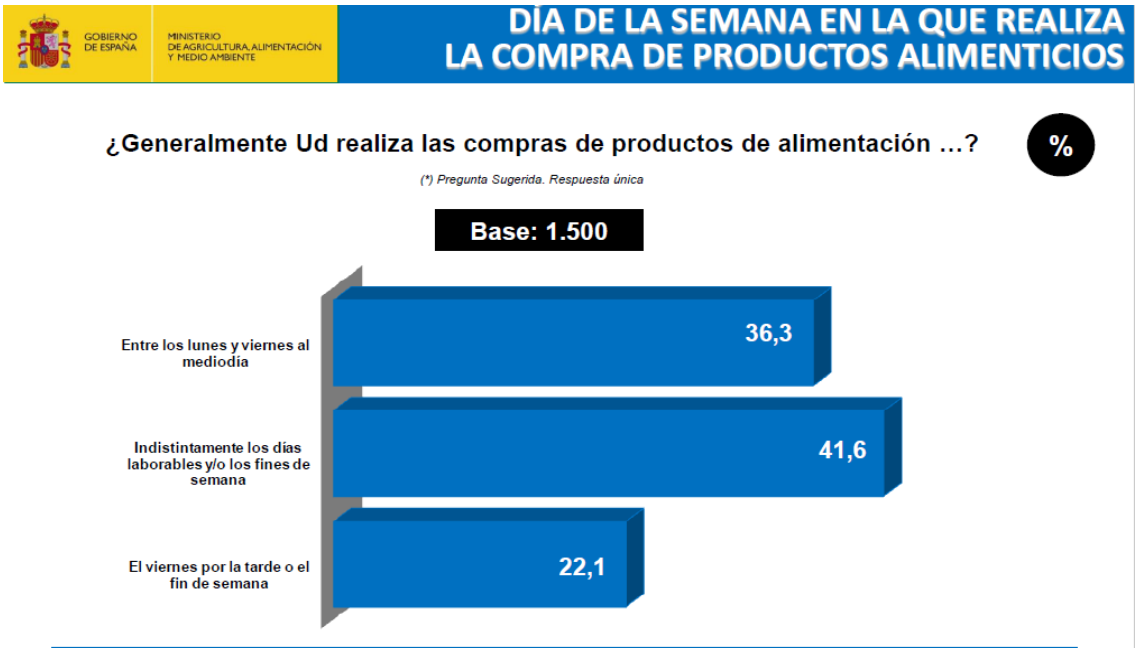


Figura 7. 6 Extracto de *Observatorio del Consumo, 2011*.

Los datos confirman las estimaciones realizadas por Sismega, 2011, estudio en el que se determinaba que el grado de concentración de las ventas en dos días era del 60%. Los datos del Observatorio de Consumo del 2011 muestran que, si sumamos la concentración en viernes tardes o fin de semana (22,1%) y las horas puntuales del mediodía de lunes a viernes (36,3%), se obtiene un 58,1% de concentración las ventas en esos dos días o 22 horas (un día entero + dos horas diarias).

Teniendo en cuenta los datos anteriores y haciendo un análisis similar al estudio de Sismega, 2011, se puede estimar que los grados de concentración de ventas en dos días a la semana, para el mercado de bebidas y para los diferentes tipos de establecimientos serían los presentados en la Tabla 7.22.

Tabla 7. 22 Concentración de la aportación en horas PICO.

TIPO DE ESTABLECIMIENTO	Concentración de la aportación en horas PICO (en Comercios 22 horas = 2 días de la semana = 1 día a la semana y 2 horas diarias)
Hipermercado	60%
Supermercado Grande	50%
Supermercado Mediano	45%
Supermercado Pequeño	40%
Micro Supermercado	35%
Tienda Tradicional	35%
Gasolineras	35%

Se asume que la concentración de las compras-aportación en los hipermercados será la máxima del 60%, dado que la compra en estos establecimientos responde más a compras periódicas y planificadas, mientras en los establecimientos más tradicionales o pequeños la compra es más estable y frecuente a lo largo de la semana (que corresponde una distribución casi uniforme u homogénea a lo largo de la semana y del día y que supone el 35% de las ventas de 2 días sobre los 6 posibles). Así pues, para hacer un cálculo más cercano a la realidad, se ha optado por hacer un degradado desde la concentración más alta a la distribución más homogénea, desde el formato más grande al más pequeño.

7.5.2. Metodología de dimensionamiento de la recogida automática.

El dimensionamiento y el estudio de costes se realizan a nivel de establecimiento individual teniendo en cuenta el total de envases que va a tener que gestionar anualmente. La metodología aplicada a todos los escenarios para dimensionar el número de máquinas es la misma; por lo que se va a presentar la metodología de forma unificada, y se van a presentar dos ejemplos en el Anexo 7.5 (confidencial). Debido a que el comportamiento ciudadano se repite semanalmente, se tomará esta unidad temporal para realizar los cálculos.

Datos de partida.

- Materiales devueltos semanalmente en horas pico. A partir de los datos anuales de las Tabla 7.9 y Tabla 7.10 teniendo en cuenta el % de envases devueltos en horas picos que se indica en la Tabla 7.22, se pueden determinar los materiales devueltos semanalmente en horas pico.
- Aportación media por unidad familiar para cada tipología de establecimiento comercial (Tabla 7. 11 y Tabla 7. 12).
- Capacidad de cada máquina seleccionada, tal como se mostraba en el Anexo 7.4 y que se resume en la Tabla 7. 23:

Tabla 7. 23 Capacidad (en unidades) de las máquinas para cada tipología de material.

	Máquina Front modelo T-820 con backroom multipac	Máquina Inpack T-63 Dual Cabinet	Máquina Inpac T-63 Single cabinet
Acero y aluminio[136]	3.000 (cada backroom)	1.150 (cada cabina)	1.150
PET y PEAD[137]	850 (cada backroom)	350 (cada cabina)	350
Brik	850 (cada backroom)	350 (cada cabina)	350
Vidrio	400 (cada backroom)	300 (cada cabina)	300

[136] El acero y el aluminio se recogerán de manera conjunta, ya que las RVM destinadas a la recepción de latas no distinguen entre ambos metales. Además, algunas de estas latas pueden ser bimetálicas, por lo que su separación se realiza en un proceso posterior.

[137] Con el objetivo de optimizar el sistema y evitar el sobredimensionamiento de máquinas, el PET y el PEAD se recogerán conjuntamente (Fracción Plásticos). Las cantidades de envases de PEAD incluidas en el SDDR son muy

1. **Cálculo del tiempo semanal NECESARIO en horas pico dedicado a la devolución de envases en cada establecimiento con recogida automática.**

Para cada tipo de establecimiento, la afluencia media de usuarios en horas pico en una semana se determina como la división entre la cantidad de envases devueltos en horas pico, calculada como la multiplicación entre la cantidad de envases devueltos presentada en las Tabla 7. *8* y Tabla 7.9 y el porcentaje indicado en la Tabla 7.22, y la aportación media por usuario (Tablas Tabla 7. *11* y Tabla 7. 12).

Teniendo en cuenta la aportación media por usuario en ese tipo de establecimiento y los envases que se devuelven al establecimiento en las horas pico de la semana, se deduce la media de usuarios que retornan envases a cada establecimiento con recogida automática en las horas pico (media de usuarios en horas pico = nº envases devueltos en horas pico / aportación media por usuario).

Si asumimos que cada usuario dedica una media de 30 segundos a interaccionar con la interfaz de la máquina RVM e imprimir el recibo de los envases devueltos, más 5 segundos por envase devuelto)[138]. Multiplicando este valor por el número de usuarios en horas pico, se obtiene el tiempo semanal necesario en horas pico dedicado a la devolución de envases en cada establecimiento con recogida automática. Con este valor, tenemos calculado "el tiempo total de máquina necesario para recoger todo el flujo en horas pico".

2. **Cálculo del tiempo semanal DISPONIBLE en horas pico dedicado a la devolución de envases en cada establecimiento con recogida automática.**

Para realizar este cálculo se deben tener en cuenta el número de vaciados que se deben hacer y las horas de apertura del establecimiento. El tiempo semanal que cada máquina está disponible para la devolución de envases en horas pico será la diferencia entre:

a) el tiempo semanal total de apertura en horas pico. Este valor se estima en 22 horas, tal como recoge el Observatorio de Consumo del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2011).
b) y el tiempo semanal de limpieza y vaciado.

Se ha calculado cuantas veces se va a llenar la máquina en las horas pico teniendo en cuenta las diferentes capacidades de los diferentes materiales. Así, sabemos cuántos vaciados serán necesarios y por lo tanto, cuánto tiempo estará la máquina no disponible para aceptar envases en horas pico. Tal como hemos indicado anteriormente, hemos asumido un tiempo de limpieza y vaciado de 15 minutos[139].

3. **Cálculo del número de máquinas de cada tipología necesarias para gestionar el flujo de devolución en horas pico dedicado a la devolución de envases en cada establecimiento con recogida automática.**

bajas y tendría frecuencias de vaciado muy por debajo que la del resto de materiales, por lo que no se justifica la presencia de una máquina exclusiva para este material.

[138] Fuente: http://www.20minutos.es/noticia/2884941/0/como-acertar-elegir-cola-supermercado/

[139] El estudio de Sismega, 2011 asume un tiempo de vaciado de 15 minutos y el estudio de la PES (2016) asume 25; Nuestra estimación conservadora coincide con la de 15 minutos.

El número de máquinas se obtiene mediante la división entre:

a) el tiempo semanal necesario para recoger toda la devolución de envases en horas pico en cada establecimiento (obtenido en el punto 1 anterior);
b) y el tiempo de disponibilidad de la máquina RVM en horas pico (obtenido en el punto 2 anterior).

Este valor nos indica el número de máquinas que será imprescindible instalar en cada establecimiento para dar un servicio adecuado a los usuarios en horas pico (que es el momento en el que más usuarios van a visitar el establecimiento y mayor número de envases se van a devolver por unidad de tiempo).

4. Cálculo del número de viajes de transporte del recogedor (para recoger la cantidad almacenada o la cantidad de la máquina, según el modelo).

El número de viajes lo determina la capacidad de almacenaje del establecimiento, y ésta se determina en función del número de máquinas calculadas anteriormente (punto 3), teniendo en cuenta que cada modelo asume la siguiente capacidad de almacenaje diferenciada:

- En los modelos CA y CB, se asume que además de la capacidad del back de cada material, en el almacén se dispone de espacio suficiente para almacenar el equivalente a un back más por cada material (por lo tanto, tienen capacidad doble para cada máquina).
- En el modelo CC, se asume que, además de la capacidad de la caja del material de la máquina, el almacén tiene espacio suficiente para almacenar una caja más de material por cada módulo de la máquina (por lo tanto, tienen capacidad doble para cada máquina).
- En el modelo CD, el establecimiento no tiene capacidad de almacenaje y el recogedor debe ir cada vez que se llena la máquina (por lo tanto, la capacidad de almacenaje en este modelo es la capacidad de las máquinas).

El número de viajes de transporte del recogedor para cada material se obtiene mediante la división entre:

a) la cantidad total por material que se recogerá en una semana en el establecimiento (Tabla 7. 12 y Tabla 7. 11);
b) y la capacidad de almacenaje por material de ese establecimiento, calculada como el producto entre:
    i. el número de máquinas (punto 3);
    ii. la capacidad de almacenaje de cada máquina (Tabla 7. 23)
    iii. y las hipótesis de almacenaje extra tomadas (punto 4)

Finalmente, se comprueba que la frecuencia máxima de recogida por material no sea superior a 9 viajes a la semana[140]. Si se supera este número, se añade una máquina o módulo (sólo del material afectado).

[140] Se ha considerado una recogida diaria de lunes a viernes para cada establecimiento. Sin embargo, se ha contabilizado que, durante el fin de semana, cuando la actividad comercial es mayor, la recogida podría alcanzar una frecuencia de dos veces al día.

5. Resumen de los resultados que ofrece la metodología.

A. Número de máquinas de cada tipología, que permite determinar también el espacio dedicado en suelo comercial y el espacio dedicado en almacén (según el modelo).

B. Frecuencia de recogida semanal de las máquinas para cada tipología de material, que permite determinar el

C. Tiempo de dedicación del personal en la aceptación y el retorno.

El dimensionamiento se ha realizado de forma desagregada para las fracciones de "Acero y Aluminio", "PET y PEAD", "Brik" y "Vidrio"; sin embargo, a efectos de transporte y tratamiento posterior, se ha considerado oportuno planificar dos tipologías de recogida: la de EELL y la de vidrio. Así pues, para determinar la frecuencia de recogida semanal de EELL se ha tomado la frecuencia mayor entre las tres tipologías de fracciones de EELL.

Adicionalmente, el número de máquinas de cada tipología (A) permite determinar también el espacio dedicado en suelo comercial y el espacio dedicado en almacén (según el modelo). Así mismo, el número de viajes de recogida semanales de EELL y de vidrio permite determinar la cantidad de envases que se recogerán en cada viaje (valor muy importante para el dimensionamiento de la fase de transporte).

En el Anexo 7.5, se recoge el cálculo detallado de dos casos CA y CC.

7.5.3. Resultados del dimensionamiento de la recogida automática

A. NÚMERO DE MÁQUINAS

A.1. Número de máquinas por establecimiento en el modelo de recogida CA/CB para Hipermercados

En el caso de modelos de recogida CA /CB (

MÓDULO FRONTAL	MÓDULO TRASERO		
PLASTICOS	PET+PEAD	PET + PEAD	
PLASTICOS	850	850	
LATAS	LATAS	LATAS	BRICK
BRIK	3000	3000	850
VIDRIO	VIDRIO	VIDRIO	VIDRIO
VIDRIO	400	400	400

Figura 7. 7)[141], los hipermercados tendrán tres máquinas de alta capacidad (dos con tres módulos backs y una con dos módulos backs).

MÓDULO FRONTAL	MÓDULO TRASERO		
PLASTICOS	PET+PEAD	PET + PEAD	
PLASTICOS	850	850	
LATAS	LATAS	LATAS	BRICK
BRIK	3000	3000	850
VIDRIO	VIDRIO	VIDRIO	VIDRIO
VIDRIO	400	400	400

Figura 7. 7 Configuración de las máquinas en el modelo de recogida CA/CB para Hipermercados. Los números se refieren su capacidad en unidades de envases.

A.2. Número de máquinas por establecimiento en el modelo de recogida CB para Supermercado Grande

MÓDULO FRONTAL	MÓDULO TRASERO	
PLASTICOS	PET+PEAD	
PLASTICOS	850	
LATAS	LATAS	BRICK
BRIK	3000	850
VIDRIO	VIDRIO	
VIDRIO	400	

Figura 7. 8 Configuración de las máquinas en el modelo de recogida CA/CB para Supermercados Grandes. Los números se refieren su capacidad en unidades de envases.

En el modelo CB para supermercados grandes (Figura 7. 8), el número de máquinas teórico qué se desprende es tres (dos con un back y una con dos backs). Este es el número de máquinas teórico qué sale del modelo de dimensionamiento, pero en la fase posterior, para la estimación de costes, se ha optimizado el número de máquinas y se ha determinado que en el modelo CB

[141] En las figuras, todas las máquinas aparecen con el mismo número de *backends* (4). No se dispone de imágenes con un número menor.

se utilizarían solamente dos máquinas de alta capacidad (una máquina de EELL con tres módulos – PEAD+PEAT, Latas y Brik; y una máquina de alta capacidad con un módulo de vidrio).

A.3. Número de máquinas por establecimiento en los modelos de recogida CC (en este caso, el canal de distribución SÍ tiene capacidad de almacenaje previa a la recogida del transportista)

Tabla 7. 24 Número de máquinas por establecimiento en el modelo de recogida CC.

	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano
Dual (PET y PEAD)	2	1	1
Dual (Metales y Brik)	2	1	1
Single Vidrio	3	1	1
Total Máquinas	**7**	**3**	**3**

A.4. Número de máquinas por establecimiento en los modelos de recogida CD (en este caso, el canal de distribución NO tiene capacidad de almacenaje previa a la recogida del transportista)

Tabla 7. 25 Número de máquinas por establecimiento en el modelo de recogida CD

	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño
Dual (PET y PEAD)	4	2	1	1
Dual (Metales y Brik)	3	1	1	1
Single Vidrio	6	2	1	1
Total Máquinas	**13**	**5**	**3**	**3**

A.5. Número total de máquinas en España.

Después del dimensionamiento micro (por punto de venta), podemos estimar el dimensionamiento a nivel agregado que supondría la implantación del SDDR en España (por canal). Las siguientes tablas muestran el número de máquinas que serían necesarias para cada modo de aceptación y cada tipología de establecimiento, separando las necesarias para EELL (Tabla 7. 26) y para vidrio (Tabla 7. 27).

En resumen, la implantación de un SDDR conllevaría la necesidad de introducir 38.752 máquinas, siendo 24.547 máquinas necesarias para gestionar envases EELL y 14.205 máquinas para gestionar envases de vidrio.

Tabla 7. 26 Número de máquinas totales para la recogida de EELL.

Modo de aceptación	Hipermercados (>2500 m2)	Grandes (>1000)	Medianos (400-999)	Pequeños (100-399)	Total
CA (2 Front + 3 Back)	45				**45**
CA (2 Front + 2 Back)	45				**45**
CB (2 Front + 3 Back)	45	553			**598**
CB (2 Front + 2 Back)	45	0			**45**
CC (EELL - Dual)	452	2.579	3.199		**6.230**
CD (EELL - Dual)	1.740	5.526	4.266	6.052	**17.583**
Total Máquinas EELL	**2.373**	**8.657**	**7.465**	**6.052**	**24.547**

Tabla 7. 27 Número de máquinas totales para recogida de Vidrio.

Modo de aceptación	Hipermercados (>2500 m2)	Grandes (>1000)	Medianos (400-999)	Pequeños (100-399)	Suma
CA (2 Front + 3 Back)	45				**45**
CB (2 Front + 3 Back)	45	0			**45**
CB (2 Front + 1 Back)	0	553			**553**
CC (Vidrio - Single)	339	1.289	1.600		**3.228**
CD (Vidrio - Single)	1.492	3.684	2.133	3.026	**10.334**
Total Máquinas vidrio	**1.921**	**5.526**	**3.732**	**3.026**	**14.205**

B. FRECUENCIA DE RECOGIDA SEMANAL

Tabla 7. 28 Frecuencia de recogida semanal en los modelos de recogida automática.

Establecimiento	Modelo de recogida	Frecuencia de recogida semanal	
		EELL	Vidrio
Hipermercado	CA / CB	7	7
	CC	8	9
	CD	9	9
Supermercado Grande	CB	5	5
	CC	6	7
	CD	8	7
Supermercado Mediano	CC	2	3
	CD	4	5
Supermercado Pequeño	CD	2	2

La Tabla 7. 28 muestra la frecuencia obtenida al calcular el dimensionamiento óptimo del número de máquinas y supone que existirán empresas recogedoras dispuestas a recogerles el

material recuperado en las máquinas con la frecuencia indicada y calculada a partir de las capacidades de almacenamiento de cada establecimiento. **Esto presupone que el mercado será capaz de articular servicios eficientes de gestión en todo el territorio nacional (tanto en zonas urbanas como rurales)**.

C. TIEMPO DE DEDICACIÓN DEL PERSONAL EN LA ACEPTACIÓN Y EL RETORNO.

El tiempo de dedicación del personal en la aceptación y el retorno de los modelos de recogida automática se calcula como la suma de:

a) el tiempo dedicado al vaciado de la máquina;

b) y el traslado de la caja o bolsa al almacén (o en el caso del modelo CD del traslado de la bolsa al camión del transportista)

Los supuestos aplicados en este cálculo se han presentado en el Apartado 7.3.4.

Tabla 7. 29 Tiempo de dedicación del personal en la aceptación y el retorno en los modelos de recogida automática (por establecimiento).

Establecimiento	Modelo de recogida	Tiempo de dedicación del personal	
		Semanal (h)	Anual (h)
Hipermercado	CA / CB	20,25	1.053
	CC	31,25	1.625
	CD	31,25	1.625
Supermercado Grande	CB	6,25	325
	CC	10	520
	CD	10	520
Supermercado Mediano	CC	3,75	195
	CD	3,75	195
Supermercado Pequeño	CD	1,75	91

7.6. Dimensionamiento de los modelos con aceptación manual

En el caso de los modelos de aceptación manual, es el propio personal del punto de venta el que se relaciona con el ciudadano para aceptar los residuos de envases, por lo que se debe estimar, para cada tipología de establecimiento comercial:

- el espacio ocupado para gestionar la aceptación y retorno,
- el tiempo de dedicación del personal en la aceptación y el retorno, así como
- el número de viajes de recogida de los envases.

Igual que en el caso de modelos automáticos, el dimensionamiento y el estudio de costes se realizan a nivel de establecimiento individual teniendo en cuenta el total de envases que va a tener que gestionar anualmente.

7.6.1. Dimensionamiento del espacio ocupado para gestionar la aceptación y retorno

Utilizando los parámetros definidos en el Apartado 7.2.2, podemos determinar el espacio de suelo comercial necesario para gestionar la aceptación y retorno; así como el espacio de almacén necesario en cada tipo de punto de venta. La tabla siguiente muestra estos cálculos para los modos de aceptación manual.

Tabla 7. 30 Espacio necesario en los modos de aceptación manual.

Establecimiento	Espacio (m2)	
	Comercial	Almacén
Super Pequeño	4,28	4,82
Microsupermercado	2,28	3,65
Tradicional	2,28	3,18
Gasolinera	4,28	3,54
Restaurante	2,28	2,91
Consumo Nocturno	2,28	2,88
Café Bar	2,28	2,84

7.6.2. Dimensionamiento del tiempo de dedicación del personal a la aceptación de los envases y el retorno.

El tiempo de dedicación del personal se calcula a partir del tiempo dedicado a reconocer y manipular los residuos de envases y el tiempo de traslado de esos residuos al almacén de la tienda, utilizando los parámetros definidos en el Apartado 7.2.2.

Tabla 7. 31 Tiempo de dedicación del personal en la aceptación y el retorno en los modelos de recogida manual (por establecimiento).

Establecimiento	Tiempo semanal (h)			Tiempo anual (h)		
	Recepción	Manipulación	Total	Recepción	Manipulación	Total
Super Pequeño	9,2	1,7	10,9	497	86	583
Microsupermercado	2,7	0,5	3,2	143	27	170
Tradicional	2,3	0,4	2,7	111	18	129
Gasolinera	2,7	0,4	3,1	144	24	168
Restaurante	1,7	0,3	2,0	88	17	105
Consumo Nocturno	2,7	0,3	3,0	143	16	159
Café Bar	4,2	0,3	4,7	218	14	232

7.6.3. Dimensionamiento del número de viajes de recogida

Los establecimientos comerciales que optan por la recogida manual son pequeños, por lo que gestionan pocos envases y no es necesaria una alta frecuencia de recogida. Atendiendo a un criterio ambiental, y tal como se observa en el modelo de transporte desarrollado en el Apartado 7.7, se determina que la frecuencia necesaria de recogida de todos los modelos manuales (excepto el del supermercado pequeño, con dos recogidas) es una vez a la semana. Esta

frecuencia bastaría para ofrecer a los diferentes establecimientos de recogida manual el correcto servicio de recogida de las bolsas conforme se procede a su llenado, atendiendo al retorno que en ellos se produce y teniendo en cuenta que sólo se recogerán aquellas bolsas que estén completamente llenas.

7.7. Recogida y transporte

La recogida de los residuos aceptados, gestionados en los distintos establecimientos (Comercios u HORECA), consiste en el conjunto de operaciones y medios que el sistema debe poner a disposición de los mismos para realizar la recolección de los residuos, y efectuar su traslado a las plantas de conteo, si se trata de la vía manual, o, por el contrario, a las plantas de separación y acondicionamiento, si se trata de la vía automática.

Para dimensionar esta fase del sistema, se han de determinar los parámetros más importantes asociados a la recogida y transporte de los residuos en los establecimientos:

- la distancia promedio recorrida,
- el consumo de diésel y
- el porcentaje promedio de carga (en peso).

Para ello, se ha optado por diseñar un modelo predictivo muy similar al utilizado para la recogida del SCRAP, adaptando la metodología al nuevo sistema. El modelo se ha basado en el diseño de distintas rutas en función de los modelos de aceptación y la tipología de comercios. **Los valores resultantes se han utilizado para calcular el impacto ambiental y económico del sistema**.

Debido a las diferencias existentes en la gestión de los EELL y el vidrio por parte de los establecimientos (sistema de almacenamiento y aceptación) y al diferente destino posterior que se le dará a las distintas fracciones, se han establecido dos modelos diferenciados e independientes: uno para los EELL y otro para el vidrio.

7.7.1. Tipos de camiones

En primer lugar se ha establecido la flota de vehiculos más apropiada para la recolección. Teniendo en cuenta la dispersión de cada tipología de comercios y la cantidad de material aceptado semanalmente, se han seleccionado, en base a la capacidad de carga y a las dimensiones, los distintos vehiculos que se utilizarán en los diferentes modelos. La información en cuanto a dimensiones de la caja del camión, características técnicas y modelo de vehiculos utilizados se puede consultar en el Anexo 7.4.

- **MODELOS CA y CB:** Se trata del modelo de recogida automática escogido por los establecimientos de mayor tamaño tipo hipermercados y grandes superficies, que gestionan un mayor volumen de envases semanalmente. Se ha seleccionado un camión (Figura 7. 9) de mayores dimensiones y de capacidad de carga útil de 9,3 toneladas. Se trata de un vehiculo comunmente utilizado para la distribución comercial de grandes superficies, preparado para realizar su actividad de forma ágil en entornos urbanos. A su vez, sus dimensiones permiten optimizar la carga y el volumen transportado. Este vehiculo será el que realice tanto el circuito de EELL como el del vidrio para estos canales de recogida.
- **MODELOS CC y CD:** Se trata del modelo de recogida automática escogido mayoritariamente por los establecimientos de gran y mediana superficies. El vehiculo recolector seleccionado es un equipo ligero (Figura 7. 10), de capacidad de carga útil de

5 toneladas, con caja cerrada y de fácil conducción en entornos urbanos. Este vehiculo será el que realice tanto el circuito de EELL como el del vidrio.

- **MODELO CE:** Es el modelo de recogida manual, escogido mayoritariamente por establecimientos de pequeña superficie y los pertenecientes al canal HORECA. Debido a la densidad de los establecimientos manuales y su concentración en el entorno poblacional, el vehiculo recolector escogido es un equipo ligero tipo camioneta (Figura 7. 10) con capacidad de carga útil de 3,5 toneladas, equipado con una caja cerrada para evitar el hurto de las bolsas recogidas, de ágil conducción y bajo consumo.

  Este es el vehiculo seleccionado para realizar la recogida en el circuito de EELL y por tanto de las bolsas gestionadas en los establecimientos. Sin embargo, para el caso de la recogida de vidrio manual, debido al peso y a las características de la recogida, se ha optado por utilizar el camión previamente descrito con capacidad de carga de 5 toneladas (Figura 7. 10).

Figura 7. 9 Vehiculo Modelos CA y CB.

Figura 7. 10. Vehiculo Modelos CC y CD.

Figura 7. 11 Vehiculo Modelo CE.

7.7.2. Modelo de transporte

El modelo diseñado para el transporte tiene en cuenta numerosos aspectos necesarios para el dimensionamiento del sistema como son:

- el tipo de recogida empleado según el modelo de aceptación y superficie comercial;

- el volumen de la caja del camión y su capacidad de carga;
- el número y volumen de cajas o bolsas recogidas en los establecimientos;
- la distancia promedio entre los establecimientos;
- la distancia entre el parking del camión y el primer comercio;
- la distancia entre el final de la recogida y el punto de descarga;
- la distancia desde el punto de descarga hasta el aparcamiento y
- la velocidad media de desplazamiento.

El vehículo de recogida debe salir de su base y llegar al primer establecimiento situado a una distancia (d1). En este establecimiento, tarda un tiempo (t1) en recoger los envases y cargar el camión. Se firma el albarán en un tiempo (t2), se desplaza hasta el siguiente establecimiento situado a una distancia (d2) tardando un tiempo (t3). Se realiza el número de recogidas posibles (por saturación de espacio del vehículo o por finalización de la jornada laboral) y se lleva la carga al punto de descarga situado a una distancia (d3) del último establecimiento recogido. Se descargan los envases en el punto de descarga en un tiempo (t4). Asimismo, se tiene en cuenta que la jornada laboral es de 8 horas y hay un tiempo de bocadillo/descanso (t5).

El modelo tiene en cuenta el tiempo disponible en la jornada laboral y descuenta el tiempo empleado en cada una de las operaciones. En función del tiempo disponible, una vez ha finalizado el primer ciclo de recogida, se determina si el camión efecturará un segundo y tercer ciclo antes de volver a la base valorando el tiempo restante y si compensa realizar la ruta para la carga que recogerá (se ha estimado que realizará la segunda y tercera ruta si en el tiempo restante de jornada laboral puede recoger, como mínimo, una cuarta parte[142] de los puntos máximos que puede recoger en el primer circuito). En caso de hacer un segundo o tercer circuito la distancia desde el almacén al primer establecimiento sería d4.

En la Tabla 7. 32, se recogen los valores para los parámetros definidos anteriormente para el modelo CA, a título de ejemplo. En el Anexo 7.7 se muestran los parámetros utilizados para el resto de modelos de recogida.

[142] El impacto, tanto económico como ambiental, de realizar un servicio para recoger una menor cantidad de envases no compensaría los gastos producidos por el transporte, por lo que no tendría sentido realizar el viaje.

Tabla 7. 32. Ejemplo de parámetros definidos para uno de los modelos de recogida del SDDR.

MODELO CA		
Parámetros	**HIPER**	**SUPER G**
Tiempo de firma de albaranes/documentación (t2)	1,5 min	1,5 min
Tiempo de desplazamiento entre dos puntos de recogida (t3)	23 min	15 min
Espacio útil de la caja del camión	77%	77%
Tiempo total de jornada	8,00 h	8,00 h
Distancia del origen al primer establecimiento (d1)	25,0 km	25,0 km
Distancia desde ultimo establecimiento a almacén(d3)	21,7 km	21,7 km
Distancia de almacén a primer establecimiento segundo y tercer viaje (d4)	30,0 km	30,0 km
Tiempo de bocadillo/descanso (t5)	30 min	30 min
Tiempo de descarga en planta (t4)	10 min	10 min
Distancia media entre dos puntos (d2)	15,0 km	10,0 km
Tiempo de recogida por servicio	10 min	8 min
Tiempo de carga por caja de EELL por unidad	4 min	4 min
Tiempo de carga por cada 4 cajas de VIDRIO	8 min	8 min

Existen algunos parámetros que se han fijado comunmente para todos los modelos: el tiempo de una jornada laboral completa se ha establecido en 8 horas, con un tiempo de descanso en la jornada de 30 minutos. Asimismo, el tiempo estimado en la firma de albaranes que se produce en cada transacción (documento de transferencia de residuos y albarán de realización del servicio) se ha considerado de aproximadamene 1,5 minutos para todos los establecimientos y modelos.

El espacio útil de la caja del camión viene determinado por el volumen máximo aceptado por el camión suponiendo que vaya a una carga completa. Las dimensiones de la caja del camión, el paletizado y la agrupación de cajas por palet, definen el volúmen máximo de llenado dependiendo de la tipología de camión y el tipo de carga (se dispone de diferente tipología de cajas para EELL, vidrio y bolsas). Para el caso de las bolsas de recogida manual, solo se efectuará la recogida en el caso de que la bolsa se encuentre totalmente llena de envases, tal y como sucede en otros países con experiencia en este sistema, mientras que en la recogida automática, el transportista recogerá todo el material disponible en el establecimiento en el momento de la recogida.

Tal y como se describe en la Tabla 3.35, el tiempo de carga y descarga de EELL y de vidrio en los establecimientos se ha considerado variable en los diferentes modelos (CA, CB, CC, CD, CE) dependiendo de la tipología de recogida, sistema de almacenado y maquina. Para definir el tiempo de gestión empleado tanto por los operarios en el comercio como por los transportistas para la carga y descarga, es importante determinar cuál es el peso de cada caja o bolsa llena recogida en los establecimientos que, en última instancia, determinará la maniobrabilidad de la carga. Esto dependerá de la capacidad del tipo de máquina en el caso de la recogida automática y de las bolsas en los establecimientos manuales (ver Tabla 7. 33).

Tabla 7. 33 Unidades recogidas, peso y tamaño de las cajas y bolsas empleadas en la recogida de envases del SDDR.

		Unidades /caja	Peso caja llena (kg)	Tamaño caja (m3)
T63 dual Cabinet	Plásticos	350	9,3	0,5
	Brik	350	5,5	0,5
	Latas	1150	26,3	0,5
Single Cabinet	Vidrio	300	89,3	0,5
Backroom	Plásticos	850	22,5	1
	Brik	850	13,4	1
	Latas	3000	68,5	1
	vidrio	400	119,1	1
Manual (bolsas)	EELL	200	4,7	0,5

En algunos casos, el peso unitario de las cajas llenas hace necesaria la utilización de ayuda automatizada (ya sea a través de carretilla o toro elevador) para realizar la carga del camión, ya que no sería posible realizarlo manualmente por los operarios. Esta maniobra ha sido considerada en el tiempo de carga.

En cuanto a las distancias recorridas, se toma como punto de partida la premisa de que, en el mercado, siempre habrá empresas dispuestas a prestar el servicio en cualquier lugar y ámbito territorial, capaces de atender la frecuencia que los establecimientos requieran independientemente de la dispersión, ruralidad y otros factores logísticos. Se ha definido en 25 km la distancia promedio desde la base logística al inicio de la ruta (d1) teniendo en cuenta que en algunos casos esta distancia podrá ser mayor en los establecimientos de mayor ruralidad y dispersión y en otros estas distancias podrán ser menores debido a la mayor cercanía al punto de inicio de ruta. La distancia entre dos establecimientos o puntos de recogida (d2) se ha establecido teniendo en cuenta la tipología de comercio o estableciemiento, siendo mayor entre grandes superficies y disminuyendo progresivamente hasta alcanzar las distancias minimas en canal HORECA.

Por último, es importante mencionar que las distancias a recorrer por el vehiculo, desde el último punto de recogida hasta las instalaciones de tratamiento (plantas de selección y acondicionamiento o plantas de conteo), han sido calculadas suponiendo la existencia de una determinada red de plantas de conteo en España. En el Apartado 7.8, se describe su cuantificación y localización además de presentar los diferentes escenarios planteados.

7.8. Plantas de conteo de la recogida manual

7.8.1. Descripción de las plantas de conteo

Las bolsas con EELL y las cajas con envases de vidrio procedentes de la recogida manual son transportadas a una planta de conteo. En ellas se procede al vaciado de las mismas y al recuento

de los envases, para poder realizar el pago a los comercios por el depósito devuelto, y también a la clasificación del material, que posteriormente será entregado al reciclador o gestor correspondiente.

Las operaciones que tiene lugar en las plantas de conteo se pueden separar en tres grandes grupos:

A. **Fase de recepción y conteo.** Los vehículos que realizan la recogida manual en los establecimientos, descargan las bolsas que contienen los envases devueltos manualmente, y que se encuentran mezclados y sin compactar. Un operario a pie de máquina registra el código que contiene la bolsa, que es específico para cada comercio, y descarga el material en el alimentador de las máquinas de conteo[143] Se trata de un proceso de alimentación discontinuo, ya que entre bolsa y bolsa descargada existe un tiempo de reconocimiento y apertura de las mismas. Los envases pasan de uno en uno a una velocidad de conteo de alrededor de 150-200 envases por minuto y son reconocidos a través de la correspondiente etiqueta. En este punto del sistema, se producen los rechazos de aquellos envases devueltos que no están en condiciones óptimas para ser reconocidos, o bien no están registrados dentro del sistema o adecuadamente etiquetados, por lo que el comercio, a pesar de haber gestionado y devuelto el depósito, no será compensado por el sistema. En el estudio, y por la falta de datos empíricos de la eficiencia de estos procesos, se ha considerado que no existen rechazos (efectividad igual a 1), a pesar de existir evidencias gráficas de su existencia. Adicionalmente, tampoco se ha tenido en cuenta el tiempo de inoperatividad de la máquina de conteo entre bolsa y bolsa para el dimensionamiento del número de plantas necesarias (Apartado 7.8.2.)

B. **Fase de separación.** Los envases son transportados en cintas transportadoras hacia los diferentes sistemas de separación de los materiales.

   - Separación magnética. Los envases son sometido a selección de materiales magnéticos (acero) mediante separadores del tipo over-band.
   - Separación óptica. El flujo de materiales rodantes que no han sido seleccionados por el separador magnético se somete a separaciones ópticas por infrarrojos o por colorimetría para seleccionar los envases de: PET, PEAD y brik.
   - Separación de inducción. El flujo de materiales no seleccionados por medio de la separación óptica es sometido a selección de metales no magnéticos (aluminio) mediante un separador de corrientes de Foucault.

C. **Fase de prensado y acondicionamiento.** Los materiales seleccionados en la fase previa se almacenan temporalmente en silos o tolvas hasta alcanzar la cantidad de una bala de material, para ser transportados hasta la prensa donde serán enfardados. Los plásticos y los brik son prensados en la prensa multimaterial mientras que los metales son prensados aparte en una prensa acorde a sus características.

[143] Video de Anker Andersen del proceso de recepción y conteo: http://anker-andersen.dk/media/5456/tyskland-stor-eng.swf Video de AnKer andersen de alimentador de maquina: https://www.youtube.com/watch?v=1mDcm0vc2Dg

El material, una vez prensado, es almacenado en la planta hasta que se procede a su envío hasta el reciclador o gestor correspondiente.

El impacto ambiental de este tipo de instalaciones ha sido incluido en el estudio. En el inventario ambiental, Apartado 8.3.5, se detalla cómo se ha calculado dicho impacto. En cuanto a los costes, estos se detallan en el inventario económico (Apartado 9.5.3.5).

7.8.2. Cuantificación del número de plantas de conteo

El número de plantas de conteo definido tendrá una repercusión tanto ambiental como en el coste del transporte (distancias medias efectuadas en la recogida), así como en el coste de la inversión (en plantas de conteo). El material procedente de la recogida manual, al no poderse compactar, tiene muy baja densidad, lo que penaliza al transporte. Un alto número de plantas suponen distancias cortas de menores costes y emisiones aunque de mayor inversión en plantas de conteo, mientras que su mayor concentración en un menor número de plantas acarrearía el subsiguiente incremento de las distancias a recorrer por los recogedores y, en consecuencia, un mayor coste e impacto ambiental asociado al transporte.

La metodología para determinar el número de plantas de conteo necesarias se ha establecido teniendo en cuenta la capacidad de conteo de las maquinas[144]: Tomando una jornada laboral de 7 horas, 2 turnos y 351 días de apertura comercial al año, con una máquina de conteo con capacidad para tratar 200 envases por minuto, se calcula el número de envases al año que puede tratar una planta. Con la cantidad de envases que se estima gestionar manualmente a nivel nacional (con tasa de retorno del 90%), se calculan las plantas de conteo necesarias (Tabla 7. 34).

Como escenario base, se ha considerado que cada una de las plantas de conteo dispone de 3 líneas o máquinas de conteo. No obstante, en el Apartado 8.5.3 se ha realizado un análisis de sensibilidad de los resultados considerando otras opciones: que las plantas dispongan de 6 líneas de conteo cada una (lo que conlleva un menor número de plantas y una mayor distancia a recorrer[145]) y que las plantas dispongan de 2 líneas de conteo cada una (lo que conlleva un mayor número de plantas y unas distancias menores a recorrer).

[144] http://anker-andersen.dk/products.aspx

[145] La distancia a recorrer entre los puntos de recogida y las plantas de conteo corresponde a la d3 definida en el modelo de transporte (Apartado 7.7.2). Un cambio en estos valores, por lo tanto, cambia los resultados del modelo de transporte en cuanto a distancias promedio por ruta de recogida, consumo de diésel y carga promedio y, por lo tanto, el impacto ambiental asociado a la recogida.

Tabla 7. 34 Proceso de cálculo de las plantas de conteo.

Parámetros	Unidades	ESCENARIO BASE 3 líneas de conteo
Total envases	Toneladas	1.423.473
Total de envases	Unidades	16.022.514.024
Porcentaje recogida manual	Tanto por uno	0,50
Total envases SDDR manual	Unidades	8.011.257.012
Velocidad conteo	Envases/min	200
Turnos	Número	2
Horas/turno	Horas	7
Dias apertura comercio/año	Días	351
Cada máquina	Envases/año*máquina*turno	58.968.000
Máquinas de conteo necesarias	Número	136
Máquinas de conteo por planta	Número	3
Número de plantas		**45**

En aquellas comunidades donde se produzcan sobrecapacidades, se limitará el número de plantas extendiendo las jornadas de trabajo a 3 turnos por planta con el objetivo de no sobredimensionar el sistema en su conjunto. En la Tabla 7. 35 se determina el número total de envases a gestionar, el número final de plantas a ubicar y las capacidades dimensionadas.

Tabla 7. 35. Dimensionamiento de las plantas de conteo.

	ESCENARIO BASE (3 líneas por planta)
Plantas a Ubicar	45
Máquinas por plantas	3
Plantas 2 turnos	44
Plantas 3 turnos	1
Total a gestionar	8.011.257.012
Capacidad dimensionada	8.049.132.000

Para determinar el número de plantas necesarias (Tabla 7. 36), se ha procedido a realizar una distribución de los envases que se gestionarán manualmente en cada comunidad autónoma atendiendo a la distribución de ventas del sector bebidas a nivel nacional extraído del informe Nielsen (2014).

En cuanto al número de operarios necesarios para este tipo de plantas, éstos se han determinado en base a la cuantificación establecida por ECOEMBES Y ASPLASERM (b), 2012 para determinar el pago por selección de envases ligeros en plantas automáticas. Según este documento, para una planta que gestiona 3t/h de envases (similar a la planta de conteo dimensionada), se necesitan 3 operarios de jefatura y administración y 7 operarios de proceso de triaje y control de calidad por turno. Sin embargo, puesto que para las plantas de conteo no son necesarios operarios para voluminosos ni para triaje, sólo se han considerado los 4 operarios de control de calidad necesarios. Así, en las plantas de conteo se ha contado la necesidad de 3 personas de administración más 4 operarios de control de calidad.

Tabla 7. 36 Distribución por CCAA de las plantas de conteo.

	ESCENARIO 3 líneas de conteo por planta
CCAA	**Distribución plantas**
Andalucía	7
Aragón	2
Asturias	1
Baleares	2
Canarias	3
Cantabria	1
Castilla la Mancha	2
Castilla y León	2
Cataluña	6
Comunidad de Madrid	5
Comunidad Valenciana	5
Extremadura	1
Galicia	2
La Rioja	1
Murcia	2
Navarra	1
País Vasco	2
TOTAL	**45**

7.8.3. Localización de las plantas de conteo

Una vez calculado el número de plantas necesarias a nivel nacional y por comunidades autónomas, y con el objetivo de obtener las distancias necesarias para dimensionar el transporte, se han situado geográficamente (Figura 7. 12). A partir de la información cartográfica así como de los datos poblacionales se ha determinado la ubicación de las plantas teniendo en cuenta los siguientes criterios:

1. Establecer la localización en lugares donde exista una Planta de Selección de Envases (PSE), considerando que se distribuirán a nivel nacional de la misma forma que lo han hecho las PSE que existen en la actualidad. Se asume que ambos sistemas se enfrentarían a los mismos inconvenientes y ventajas del mercado a la hora de establecer el lugar más conveniente para su localización.
2. Localización por óptimo de población para la optimización del transporte: se han seleccionado aquellas ubicaciones existentes en la actualidad que se localizan en zonas próximas a los municipios con mayor número de habitantes, con el objetivo de optimizar las distancias a recorrer durante la fase de transporte de los envases.
3. Usos del suelo: en aquellos casos en los que no ha sido posible seleccionar una ubicación ya existente se ha propuesto la instalación de plantas de conteo en zonas industriales.

Para el cálculo de la distancia promedio (Tabla 7. 37) se ha considerado como punto de partida de la ruta el centro de cada municipio y, como punto final, la planta de conteo más próxima. Mediante el programa arcGIS[146] se ha determinado la distancia euclidiana de cada municipio, es decir, la distancia en línea recta desde el centro hasta la planta de conteo más próxima. Finalmente, se ha obtenido una distancia promedio ponderando cada uno de los valores por la población correspondiente de cada municipio.

Tabla 7. 37 Distancias promedio a plantas de conteo.

		Número de Plantas de Conteo
Distancias promedio de municipio a planta (Km)	**SITUACIÓN ACTUAL a Plantas de Selección de Envases**	**ESCENARIO BASE 3 líneas de conteo por planta**
España	21,7	32,60

[146] Estudio encargado a la Universidad Politécnica de Madrid, realizado en septiembre de 2016.

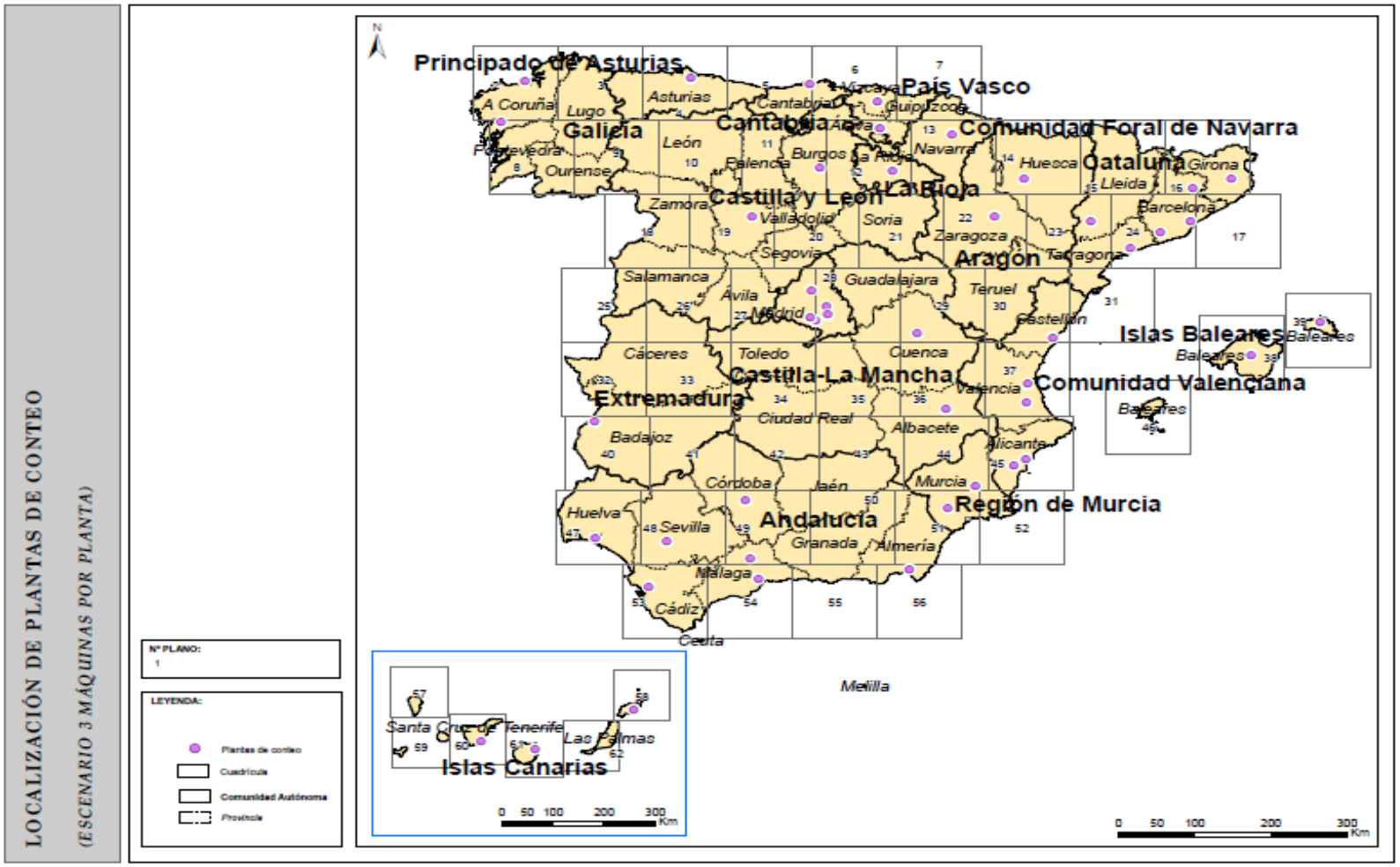


Figura 7. 12 Distribución Nacional de las Plantas de Conteo en el escenario base.

7.9. Plantas de separación y acondicionamiento de la recogida automática

Los envases procedentes de la recogida automática se transportan a unas plantas de separación y acondicionamiento para proceder a la separación de aquellas fracciones que se recogen de manera conjunta. El material procedente de la recogida automática a través de las máquinas de retorno, viene en ocasiones mezclado (fracciones de PET y PEAD y fracciones de acero y aluminio) o sin el suficiente grado de compactación como para ser enviado directamente a reciclador. Además, el sistema de recogida se ha diseñado de forma más eficiente para la recogida de todos los EELL independientemente del material, por lo que es necesario un paso previo por planta de separación y acondicionamiento, donde se prense y se adecúe el material de las distintas fracciones antes de enviarlo a reciclador.

Asimismo, tal y como sucede en el sistema actual, este material recuperado debe ser pesado y adecuado a las condiciones exigidas por los recicladores para ser ofertado al mercado. Una vez el material se ha asignado al reciclador o recuperador correspondiente, el material es transportado a sus instalaciones.

Para realizar estas tareas se han dimensionado unas instalaciones con el equipamiento imprescindible que permita acondicionar el material a las condiciones de venta más favorables. Las instalaciones destinadas a tal fin, deberían tener unos 800 m2, espacio mínimo necesario para elaborar las actividades de recepción del material, incluir los equipos fijos y las estructuras necesarias para tratar el material y, finalmente, el espacio necesario para el acopio de las balas separadas y listas para ser enviadas al reciclador correspondiente.[147] Los equipos fijos y móviles necesarios para separar y acondicionar el material se presentan en la Tabla 7. 38.

El proceso llevado a cabo por estas plantas podría ser asimilado por una instalación de separación de envases de pequeña capacidad de 2-3 t/h. Teniendo en cuenta que el material de entrada a estas plantas es procedente de la recogida automática a través de las máquinas de retorno, que solo aceptan envases que pertenecen al sistema y debidamente etiquetados, se ha asumido que es limpio y libre de impropios. Por este motivo, la efectividad de las plantas se ha determinado en 1 y, por tanto, no se ha considerado la existencia de posibles rechazos, a pesar de los errores inherentes derivados del funcionamiento de las diferentes tecnologías de separación. No obstante, la experiencia en otros países indica que la mayoría de estos posibles rechazos se producirían en el mismo comercio, cuando la máquina de retorno no aceptase el envase que el consumidor introdujera, habilitándose en los mismos unos contenedores para recepcionar estos envases rechazados. En el estudio, no se ha considerado este posible rechazo por falta de datos empíricos que determinen este posible flujo.

Considerando que la actividad de estas plantas es muy similar a la que se produce en las plantas ya existentes de separación de EELL para el SCRAP, y teniendo en cuenta la disminución de entradas que se producirá en ellas debido a la introducción del SDDR, se ha propuesto como escenario base que el 50% de esta tipología de plantas serán de nueva creación, mientras que

[147] Este espacio mínimo se ha estimado en base a la experiencia extraída de lo que sucede en Instalaciones de selección de envases ligeros.

el 50% de plantas utilizarán las mismas infraestructuras de PSE ya en funcionamiento, que deberán adaptar sus instalaciones para procesar de forma diferenciada ambos flujos.

El impacto ambiental y económico se distribuirá, entre PSE del SCRAP y plantas de acondicionamiento del SDDR, de forma proporcional al flujo de entrada por cada uno de los sistemas, tal y como se indica en el Apartado 8.3.6 de la parte ambiental y el Apartado 9.5.3.6 de la económica.

Tabla 7. 38 Equipos de acondicionamiento en las plantas de separación.

		Unidades
Obra civil (m^2)		800
Equipos fijos	Alimentador	1
	Separador magnético	1
	Óptico	1
	Cinta transportadora (m)	
	Bascula Plataforma 30 Tm	1
	Silos 25 m^3 (PET+PEAD+brik+vidrio+metal)	5
	Prensa Multimaterial	1
	Prensa metales	1
Equipos móviles	Carretilla	1

7.10. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje

Una vez que el material ha salido de las plantas, tanto de las instalaciones de conteo (recogida manual) como de las de separación y acondicionamiento (canal automático), el proceso de reciclado se ha considerado exactamente igual que en el caso del SCRAP. Es decir, que el residuo resultante seguirá los mismos procesos que se suceden en el Sistema A descritos en el Apartado 6.6.

8. ESTUDIO AMBIENTAL: ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

8.1. Aspectos metodológicos

En este apartado, se describen los aspectos metodológicos específicos del análisis ambiental que no han sido detallados en los apartados anteriores.

8.1.1. Fuentes de datos

Las fuentes de datos que se han utilizado en este estudio son las siguientes:

- **Bases de datos comerciales (GaBi Profesional 2016 y Ecoinvent 3.1).** De la base de datos de GaBi se utilizan datos para la producción del diesel, de los materiales auxiliares utilizados en los procesos y de producción de electricidad, y también los modelos de camiones para el transporte de los residuos (excepto para la etapa de recogida con camiones recolectores de residuos). De la base de datos Ecoinvent se ha utilizado el proceso de fabricación de papel kraft, empleado para contabilizar parte de los créditos por el reciclaje de brik.
- **Base de datos del proyecto FENIX[148].** Se utiliza la base de datos del proyecto FENIX (no pública) – que ha sido actualizada al año 2016 con la base de datos de GaBi[149] – para los procesos de transferencia, plantas de selección de envases, plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos, plantas de tratamiento de vidrio, plantas de reciclaje de los diferentes materiales (acero, aluminio, PET, PEAD, vidrio y brik) e incineración y vertido, también diferenciados por tipología de material. Los factores de sustitución de los materiales recuperados en relación a los materiales vírgenes también se utilizarán a partir de los modelos y la base metodológica desarrollada en FENIX.
- **Modelo de transporte del proyecto LIFE+ FENIX.** Para determinar el impacto ambiental asociado a la recogida de envases a través de los SCRAPS, tanto en el Sistema A como en el B, se ha utilizado el modelo para camiones de recogida de residuos desarrollado en el marco del proyecto FENIX.
- **Operadores del SCRAP (Ecoembes y Ecovidrio).** Los operadores del SCRAP han aportado datos de generación de envases ligeros en España y datos para determinar los porcentajes de recogida por las diferentes vías de gestión (recogida en contenedores de

[148] *Life+ FENIX-Giving Packaging a new life!* Proyecto Europeo Life+ coordinado por la Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático (ESCI-UPF), en asociación con Ecoembes, Sociedade Ponto Verde y Thinkstep. Proyecto de 3 años de duración (2010-2013) cuyo resultado, entre otros, fue la de creación una base de datos específica para España y Portugal sobre procesos de gestión de residuos de envases, con la colaboración de 14 universidades y centros tecnológicos de España y Portugal. Más información en www.life-fenix.eu

[149] Por poner un ejemplo, esto significa que, si tenemos un consumo de energía por kg en el inventario original, el valor no se ha modificado, pero sí el impacto ambiental asociado a la producción de la electricidad necesaria a partir del mix de producción eléctrica del país, que se ha actualizado con los datos más recientes.

selectiva, recogida en masa y recogidas selectivas en el ámbito privado) y datos de composición promedio de los contenedores de recogida (amarillo, verde y gris).

- **Miembros del PPI.** Algunos datos han sido aportados por los miembros del panel de partes interesadas que han participado en el estudio. Las asociaciones implicadas en cada uno de los ámbitos del estudio han aportado información técnica sobre los aspectos que se vinculan con su sector o actividad. ASPLARSEM ha aportado datos sobre efectividades[150] de las plantas de selección de envases en los sistemas A y B. La FEMP ha aportado datos para determinar la afectación a nivel de contenerización de los SCRAP debido a la implantación del SDDR en el sistema B.
- **Información bibliográfica (o comunicaciones personales).** Algunos datos primarios sobre generación y recogida de residuos en masa, así como de sus porcentajes de tratamiento por cada una de las vías (incineración, vertido o MBT), se han extraído de fuentes oficiales. Los datos referentes al SDDR, tanto a nivel de operación como para la estimación del impacto asociado al funcionamiento de las máquinas de recuperación, se han extraído de información comercial aportada por las empresas fabricantes de estos equipos.

8.1.2. Requisitos relativos a los datos

Los requisitos de calidad de los datos incluidos en este estudio para cumplir con los objetivos marcados se recogen en la Tabla 8.1.

En cuanto a los datos provenientes de la base de datos de GaBi Profesional, cabe destacar que esta base de datos ha sido comercializada, distribuida y utilizada en todo el mundo a través del software GaBi. Se ha utilizado en modelos de ACV por todo el mundo durante muchos años, tanto para aplicaciones industriales como científicas o en políticas públicas, sin quejas negativas aparentes por parte de los usuarios. Los procesos incluidos en esta base de datos han sido contrastados con otras bases de datos y con la industria y expertos en la materia, por lo que la calidad de los datos está garantizada.

En cuanto a los datos provenientes del proyecto *Life + FENIX-En Giving Packaging a new life!* [151], cabe decir que cada uno de los inventarios de cada tecnología ha sido desarrollado por una universidad o centro tecnológico experto en la materia, y son representativos de la tecnología media instalada en España y Portugal (ver Anexo 8.1). Durante el proyecto, los datos fueron revisados por expertos internacionales independientes para su validación, garantizando de esta forma su calidad.

[150] Por efectividad se entiende el % de recuperación de un determinado material de envase en relación a la cantidad de entrada de ese material de envase solicitado por el sistema.

[151] Más información en www.life-fenix.eu

Tabla 8.1. Calidad de los datos utilizados en el estudio

Precisión e incertidumbre	Siempre que sea posible, se mostrará la variabilidad de los datos utilizados. También se detallará si se trata de datos medidos, provenientes de empresas o bien procedentes de bases de datos.
Integridad	Se pretende incluir todos los procesos relevantes de los diferentes productos y que representen la situación específica de cada uno de ellos. Los datos *background* necesarios se obtendrán de la base de datos de GaBi.
Coherencia	Para asegurar la coherencia, sólo se utilizarán datos con el mismo nivel de detalle y desarrollados bajo las mismas consideraciones metodológicas para los dos escenarios.
Reproducibilidad	Se describirán los métodos y los datos utilizados de manera que puedan ser reproducidos por parte de un profesional independiente para un uso interno, dado que todo estará modelizado con el software GaBi y con la herramienta y bases de datos desarrolladas dentro del proyecto Life+ FENIX. Dado que algunos datos utilizados son confidenciales o provenientes de bases de datos privadas, no se garantiza su total reproducibilidad para un público externo.
Representatividad **Cobertura temporal** **Cobertura geográfica** **Cobertura técnica**	Se utilizarán datos con una antigüedad máxima de 10 años. Preferiblemente correspondientes al año de referencia 2014.Se aplicarán modelos referentes al área geográfica de los procesos productivos (España, Europa…). Para los procesos y tecnologías de tratamiento y gestión de residuos incluidos en los dos sistemas (plantas de transferencia, plantas de selección de envases, plantas de tratamiento de residuos en masa, plantas de tratamiento del vidrio, plantas de reciclaje (aluminio, acero, brik, PET, PEAD y vidrio), plantas de valorización energética y vertedero), se utilizarán los datos de la base de datos desarrollada en el marco del proyecto Life+ FENIX (2010-2013), que son datos de tecnologías promedio para España y Portugal. Para los procesos asociados a la recogida a través del SDDR de los que no se dispongan datos nacionales (fabricación de máquinas e instalaciones de conteo), se utilizarán datos disponibles que se buscaran a nivel Europeo. En la producción de cualquier material o fuente energética se considerarán las tecnologías más recientes disponibles.

8.1.3. Límite del sistema

En este apartado, se detallan los procesos que quedan dentro y fuera del sistema de estudio para ambos sistemas de estudio, A y B.

SE INCLUYE…

Todas las etapas de gestión de residuos de envases desde que éstos son depositados en el contenedor hasta que sus materiales son reciclados, incinerados o bien depositados en un vertedero controlado. Esto incluye las etapas de recogida y transporte, las plantas de transferencia o centros logísticos, las plantas de selección de envases (y de tratamiento de vidrio), las plantas de tratamiento de la fracción resto, las plantas de reciclaje para los distintos

materiales, las plantas de valorización energética (incineradoras) y los vertederos. También se incluyen los transportes intermedios entre todas estas instalaciones.

La fabricación, limpieza y mantenimiento, así como el transporte al reciclador de los contenedores de recogida selectiva y en masa utilizados.

La producción de las máquinas específicas de retorno de envases, teniendo en cuenta los materiales utilizados, su proceso de producción, su gestión como residuo y su consumo energético durante la etapa de uso.

La producción de las cajas de cartón y bolsas de PEAD para la recogida manual y automática de los EELL a través del SDDR automático, así como las bolsas de PEAD y las cajas de plástico para la recogida manual tanto de los EELL como del vidrio.

Los procesos de fabricación de fuentes alternativas de los materiales que son recuperados (aluminio, acero, vidrio, PEAD, PET y brik), así como de la energía eléctrica recuperada en las plantas de valorización energética o de los combustibles de las cementeras.

El impacto ambiental de la recogida y transporte de los impropios en los contenedores de recogida selectiva para EELL y vidrio.

NO SE INCLUYE…

El transporte de los residuos de envase desde los hogares hasta los contenedores de recogida a través del SCRAP o hasta los comercios de retorno de envases a través del SDDR[152].

La construcción, demolición y gestión de residuos de las instalaciones de tratamiento así como el capital inmovilizado[153].

La fabricación de la maquinaria empleada en las instalaciones de tratamiento.

- La fabricación de los camiones de recogida de residuos o de otros camiones empleados.
- La construcción, demolición y gestión de residuos de las instalaciones de las empresas de transporte para el almacenamiento de la flota.
- Las emisiones, consumos o gastos energéticos que pudieran derivarse de las oficinas necesarias para la gestión administrativa de los SCRAP y del SDDR[154].

[152] Se consideran ambas distancias iguales y cortas (esta es una posición conservadora, ya que la distancia para el SDDR será mayor).

[153] El impacto ambiental asociado a la construcción, desmantelamiento y gestión como residuos de los bienes capitales (infraestructuras, edificios y maquinaria) se considera despreciable en relación a la vida útil y etapa de uso de este tipo de instalaciones. Puesto que en los inventarios de ciclo de vida de los procesos de gestión de residuos empleados de la base de datos de FENIX no se disponía de estos datos, se ha optado por dejarlos fuera del ámbito del estudio.

[154] No se ha podido disponer de información asociada a este impacto para incluirla en el estudio. No se ha contabilizado ni para el SCRAP ni para el SDDR. Esta es una solución conservadora, puesto que, a priori, la convivencia de los sistemas SCRAP y SDDR tendría asociada una mayor necesidad de oficinas de gestión administrativa y, en consecuencia, mayor impacto ambiental asociado.

- Las emisiones, consumos o gastos energéticos derivados del medio de transporte utilizado por los trabajadores en los desplazamientos "casa-trabajo-casa"[155].
- El proceso de tratamiento biológico en las plantas TMB[156].
- El impacto ambiental y los créditos asociados al tratamiento y reciclaje de los contenedores de recogida selectiva y en masa, ni de las máquinas de retorno, las cajas de cartón, las bolsas o las cajas de plástico empleadas en el SDDR. Se ha aplicado el método o la regla del "*cut-off*[157]" (Ekvall, T., 2000).

8.1.4. Hipótesis

A continuación, se detallan las hipótesis de partida del estudio, en su mayor parte conservadoras; es decir, que, en caso de duda, se toma la opción que favorece a la implantación del SDDR. Esta decisión implica una sobrevaloración del SDDR que habrá que tener en cuenta al analizar los resultados obtenidos.

ASPECTOS GENERALES

- La comparación de los sistemas A y B se realiza sobre un hipotético estado estacionario; es decir, que no se analiza el período de transición desde la implantación del SDDR hasta que este esté funcionando a pleno rendimiento.
- Se asume que la cantidad de residuos de envase generados en 2014 es equivalente a la puesta en el mercado en ese mismo año, y que corresponde a los envases adheridos a Ecoembes y Ecovidrio en 2014.
- Se asume una tasa efectiva de retorno de envases del SDDR de un 90%[158].
- La introducción de un SDDR supone una disminución de la cantidad de hogares que realizan recogida selectiva de EELL del 3,7 % y del 6,7% en el caso del vidrio.
- Se asume que el 1% de todos los materiales no recuperados se convierte en *littering ambiental*[159].

---

[155] No se ha podido disponer de información asociada a este impacto para incluirla en el estudio. No se ha contabilizado en ninguno de los dos sistemas analizados. El impacto asociado en el sistema A y en el B podría ser similar o, en el peor de los casos, superior en el Sistema B por la necesidad de más personal de apoyo. Se trata pues, de una decisión que encaja dentro de la posición conservadora del estudio.

[156] El proceso de tratamiento biológico de las plantas de TMB atañe a los residuos orgánicos, que quedan fuera del ámbito de estudio de este proyecto.

[157] Esta regla supone que el impacto ambiental asociado a los procesos de recuperación de los materiales obtenidos por la gestión como residuos de estos bienes debería de imputarse a la etapa de fabricación de los productos que van a ser fabricados con los materiales reciclados que se obtengan.

[158] Esta tasa de recuperación es superior al 85% alcanzado por el SDDR noruego en 2014. http://infinitum.no/english/about-us (Última consulta: 27/01/2017)

[159] No existen datos concretos de generación y composición de *littering* en España. El estudio realizado por Eunomia, 2012 utilizó como aproximación los datos de composición de basura littering del estudio Scottish Government, 2010 *The Composition of Municipal Solid Waste in Scotland. Report for Zero Waste*

- Se asume que la efectividad y la calidad del material recuperado a través del SDDR es la máxima (valor 1) [160].
- Se asume que la efectividad y la calidad del material recuperado a través de recogidas selectivas en el ámbito privado es la máxima (valor 1) [161].
- Se asume que la calidad de los materiales recuperados en PSE y a través de plantas de TMB se corresponde con las Especificaciones Técnicas de Material Recuperado de Ecoembes [162].

CONTENERIZACIÓN

- El porcentaje de contenedores fabricados con diferentes materiales (PEAD, acero o fibra de vidrio) para los contenedores de RSU se ha considerado similar a los de EELL para los cuales se disponía de datos.
- El número de contenedores de RSU se ha estimado que es el doble del mínimo de contenedores necesarios calculados para los residuos de envase que son generados, con un porcentaje de llenado del 100%[163].
- La introducción de un SDDR no tiene influencia en el número de contenedores de recogida de EELL, vidrio y de recogida en masa[164].

RECOGIDA DE ENVASES EN CAMIÓN DE RECOGIDA DE RESIDUOS (SCRAP)

- La introducción de un SDDR no tiene influencia en las características del servicio de recogida de EELL ni de recogida en masa[165].

Scotland and Natural Scotland. April 2012. Sin embargo, después de presentar estos datos al PPI del proyecto, se decidió de forma consensuada que era más justo (dado el nivel de incertidumbre de los datos), estimar una cantidad de residuos que se convierten en *littering* igual para todos los materiales. En este caso, se optó por considerar que el 1% de cada uno de los materiales que no se recupera se convierte en *littering*.

[160] No se han obtenido datos sobre la efectividad del proceso de selección de los materiales de SDDR, pero se supone muy alta debido a que los envases ya han sido previamente clasificados por las máquinas de retorno o por los comerciantes encargados de la recogida manual, y al alto rendimiento de los equipos empleados en las plantas de conteo o selección. Siguendo con las hipótesis conservadoras, se ha asumido una efectividad del 100%.

[161] Esta hipótesis se ha asumido por la imposibilidad de disponer de datos específicos de eficiencia de la recogida de complementarias. El dato auditado con el que hemos trabajado corresponde a la salida (material recuperado). Esta asunción sólo afecta al impacto de la recogida. Si la efectividad fuera diferente la cantidad recogida por complementarias sería mayor y, consecuentemente, el impacto de la recogida en masa de la parte residual sería un poco menor. El balance global del impacto del sistema depende más de los créditos (material recuperado) que no de la etapa de recogidda. Bajo estas premisas se considera aceptable asumir este 100% de efectividad.

[162] A pesar de que las especificaciones técnicas corresponden a los mínimos de calidad aceptados por los recicladores, al no conocerse exactamente el promedio real de calidad de las balas, se ha optado por usar estos datos. Esta hipótesis conservadora penaliza de nuevo al Sistema A frente al B

[163] Los datos de base y cálculos empleados para hacer esta estimación se recogen en el Anexo 8.2.

[164] Los argumentos para aplicar esta hipótesis NO conservadora, se detallan en el Apartado 6.2.

[165] Los argumentos para adoptar esta hipótesis NO conservadora, se detallan en el Apartado 8.4.1.

- La introducción de un SDDR reduce la frecuencia de la recogida selectiva de vidrio a la mitad[166].

MÁQUINAS DE RETORNO DE ENVASES

- Se asume que existen máquinas de retorno de envases que pueden recoger PEAD y brik.
- El funcionamiento de las máquinas de PEAD y brik se asimila al de las que gestionan PET actualmente: se considera que compactan el material y que tienen la misma capacidad y características técnicas que las de PET.
- Se ha asumido que no hay rechazo en este tipo de máquinas.
- En el caso del vidrio, se considera que las máquinas de retorno tienen en su interior cajas de cartón que son repuestas cada vez que se vacía la máquina[167].
- Para el resto de materiales, se considera que las cajas de cartón de las máquinas se cambian sólo 4 veces al año y que estas tienen en su interior una bolsa de plástico – similar a la de la recogida manual – que es la que se repone cada vez que se vacía la máquina.

CAJAS PARA EL RETORNO DE VIDRIO SDDR MANUAL

- Para asegurar las existencias, se ha asumido que se necesitan 2,5 veces el número de cajas calculado en los establecimientos para la recogida manual del vidrio sujeto a SDDR.

PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES

- La introducción de un SDDR tiene consecuencias en las eficiencias de separación de las plantas de selección de envases que deberán de gestionar el material de envases no sujetos al SDDR en el caso del aluminio y del PET. La afectación es del 0,5% en el caso del PET y del 10% en el del aluminio[168].

PLANTAS DE TRATAMIENTO MECÁNICO-BIOLÓGICO

- Para los residuos de vidrio de las plantas de tratamiento mecánico-biológico se han modificado los porcentajes promedio obtenidos a través del MAGRAMA de destino de los rechazos a incineración y a vertido (18% incineración, 82% vertido). En su lugar se ha considerado que el 10% de estos residuos van a incineración y el 90% a vertido[169].

RECOGIDA Y TRANSPORTE DEL SDDR

- Se considera que los residuos de envases recogidos mediante SDDR de forma manual en comercios se transportan sin compactar hasta el centro de conteo, mientras que los

[166] Los argumentos para adoptar esta hipótesis, se detallan en el Apartado 8.4.2.

[167] Los argumentos para aplicar esta hipótesis NO conservadora, se detallan en el Apartado 7.3.2.

[168] Los argumentos para aplicar esta hipótesis NO conservadora, se detallan en el Anexo 8.5.

[169] Esta hipótesis es conservadora, puesto que por el funcionamiento de las plantas de TMB, la cantidad de envases de vidrio que termina en los flujos de residuos destinados a la incineración se supone que es mucho menor. Este material, además, no tiene ningún contenido energético y su envío a plantas de incineración complica más que aporta beneficios al proceso.

recogidos a través de máquinas de retorno lo harán compactados hasta la planta de separación y acondicionamiento.

- Para la recogida automática de establecimientos con modelos de recogida CA y CB se ha considerado un camión de 9,3 t.
- Para la recogida automática de establecimientos con modelos de recogida CC y CD se ha considerado un camión de 5 t.
- Para la recogida manual de EELL se ha considerado un camión de 3,5 t.
- Para la recogida manual de vidrio se ha considerado un camión de 5 t.

PLANTA DE CONTEO DE ENVASES SDDR

- Como escenario base se considera que hay 3 máquinas de conteo en cada planta de conteo.
- Se considera que no hay pérdidas en el proceso; es decir, que la efectividad de las plantas es 1 para todos los materiales[170].

PLANTA DE ACONDICIONAMIENTO DE ENVASES SDDR

- El consumo energético de una planta de acondicionamiento de envases de SDDR se ha asimilado a una planta de selección de envases automática, corregida por un factor del 80,28% (que corresponde al porcentaje de la potencia instalada de los equipos de las plantas de selección de envases que efectivamente serían utilizados para gestionar los residuos de envase de SDDR recogidos de forma manual en las plantas de selección de envases)[171].

TRANSPORTE A RECICLADOR

- Los kilómetros utilizados para el transporte del material recuperado a través de plantas de selección de envases, de recogidas selectivas en el ámbito privado y también a través de plantas de conteo y de plantas de acondicionamiento de envases, para las diferentes tipologías de materiales, se han considerado iguales en todos los casos. Éstos corresponden al promedio ponderado del material recuperado a través de las plantas de selección de envases de Ecoembes[172].

OTROS TRANSPORTES

- Para los residuos de las plantas de selección de envases, plantas de TMB y también los rechazos de los procesos de reciclaje, se ha asumido una distancia a vertido y a incineración de 50 km (solo cuando se desconocía la distancia real).

CRÉDITO AMBIENTAL

[170] Las razones para tomar esta hipótesis ya se han detallado en el pie página número 160.

[171] Para más información consultar el Apartado 8.3.6.

[172] El proceso de cálculo y los datos utilizados se detallan en el Apartado 8.2.9.

- La electricidad recuperada a través de la incineración de envases se considera que desplaza al mix de producción de electricidad de España.
- El material recuperado a través de los procesos de reciclaje desplaza el mix de consumo de material virgen/reciclado del mercado.
- Sobre el porcentaje de material virgen desplazado, se ha asumido un factor de calidad de sustitución de 1 para los metales y el vidrio; de 0,91 para el PET, de 0,79 para el PEAD, de 0,59 para el Film y de 0,48 para el plástico mezcla[173].

8.1.5. Multifuncionalidad y expansión del sistema

La recuperación de materiales (acero, aluminio, PET, PEAD, vidrio y cartón de briks) y de energía por la valorización energética de estos materiales, a través de los canales de recogida y tratamiento considerados, supone añadir nuevas funciones a la función principal de los sistemas a comparar, que es la de recoger y gestionar los residuos de envase puestos en el mercado en un año.

Estas funciones adicionales podrían definirse por ejemplo como:

- la recuperación de "*x*" toneladas de acero,
- la recuperación de "*y*" toneladas de aluminio, o
- la generación de "*z*" MWh de electricidad

Para que los dos sistemas (A y B) sean equivalentes en su función, algo estrictamente necesario para poder hacer la comparativa mediante el ACV, es necesario asignar (o repartir) el impacto ambiental entre las diferentes funciones que produce el sistema y contabilizar sólo en el cómputo del impacto ambiental la parte correspondiente a la función principal que comparten los dos sistemas.

Siempre que sea posible, la norma UNE EN ISO 14044:2006 recomienda evitar la asignación mediante la expansión de los límites del sistema, estudiándolo de manera que se incluya la obtención (en este caso del material o la energía) a partir de fuentes de producción alternativas. Esto es lo que se llama realizar una "expansión del sistema", que puede cuantificarse substrayendo el impacto ambiental asociado a la obtención de materiales y energía a partir de otras fuentes de producción. En la Figura 8. 1 se esquematiza el proceso de expansión del sistema (ejemplarizado en el caso de la energía).

Esta expansión del sistema de los flujos de salida (materiales recuperados) se ha aplicado en todos los casos, a excepción de los residuos de contenedores de recogida y de máquinas de conteo para los cuales se ha aplicado la regla del Cut-off (Ekvall, T., 2000). La razón de esta diferencia en el tratamiento radica en la poca importancia de estos flujos en el cómputo total del sistema y el esfuerzo añadido que supondría expandir el sistema. Sin embargo, en el

[173] Datos extraídos del informe del grupo POLCA-UPM, 2014.

Apartado 8.5.3.7 se ha añadido un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto que esta decisión podría tener en los resultados globales del estudio.

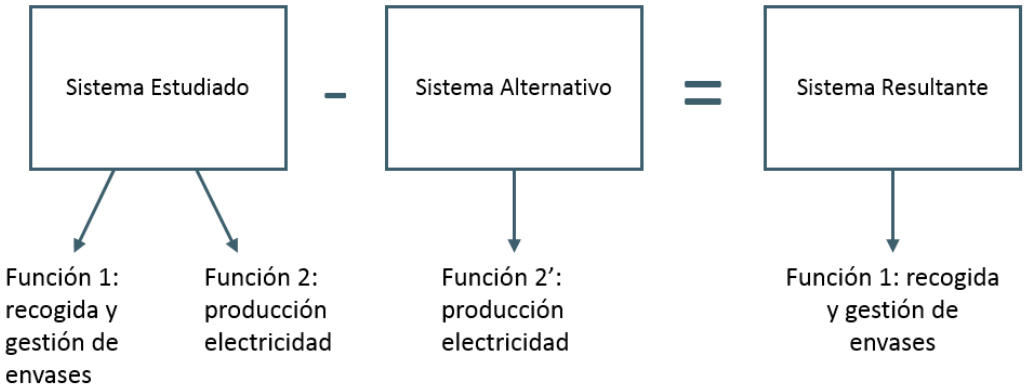


Figura 8. 1 Esquema ejemplo de expansión del sistema.

8.1.6. Procedimientos de asignación de impactos

Algunos procesos incluidos en el ciclo de la gestión de residuos de envases son simples, en el sentido de que todos los consumos de materiales y energía, así como las emisiones del proceso se asocian al producto (o flujo) que entra o sale de ese proceso. Sin embargo, en procesos como la recuperación de envases en plantas de selección o en la valorización energética, los sistemas pueden tratar o seleccionar más tipos de bienes o productos (coproductos) que los que interesan para un estudio particular. Esto puede ejemplificarse de forma clara en el caso de la incineración. A una incineradora pueden llegar todos los flujos de residuos recogidos en el contenedor en masa. Sin embargo, para nuestro estudio, nos interesa sólo saber el impacto de gestionar los materiales de envases ligeros y de vidrio (aluminio, acero, PET, PEAD, vidrio y brik).

En estos casos, también es necesario establecer algún método para repartir los consumos de materiales y energía y de las emisiones y los residuos generados entre los distintos coproductos del proceso.

La norma ISO 14044 establece una jerarquía para realizar esta asignación de impactos:

Tabla 8.2. Jerarquía de asignación de impactos según la norma ISO 14044

« **Paso 1:** Siempre que sea posible, se debería evitar la asignación:

1) Dividiendo el proceso unitario a asignar, en dos o más subprocesos y recopilando datos de entrada y salida relacionados con estos subprocesos, o

2) Expandiendo el sistema del producto para incluir las funciones adicionales relacionadas con los coproductos teniendo en cuenta los requisitos del apartado 4.2.3.3.

Paso 2: Cuando no se pueda evitar la asignación, se deberían separar las entradas y salidas del sistema entre sus diferentes productos o funciones de tal forma que reflejen las relaciones físicas existentes entre ellos; es decir, deberían reflejar la forma en la cual se modifican las entradas y salidas por cambios cuantitativos en los productos o funciones procedentes del sistema.

Paso 3: Cuando la relación física por sí misma no pueda establecerse o utilizarse como base de la asignación, se deberían asignar las entradas entre los productos y funciones de tal forma que reflejen otras relaciones entre ellos. Por ejemplo, los datos de entrada y salida podrían asignarse entre coproductos proporcionalmente al valor económico de los productos».

A continuación, se describen los métodos de asignación empleados para los procesos incluidos en el estudio en los casos en que no se ha podido evitar la asignación:

- En el caso de los contenedores de RSU, la asignación para calcular los contenedores asociados a la unidad funcional del estudio se ha realizado por masa[174], tal y como se detalla en el Anexo 8.2.
- En el caso de la recogida selectiva, el impacto derivado de la recogida de los contenedores y transporte hasta la planta de transferencia o de selección de envases se asignará por masa, según la composición media del contenedor.[175]
- Para los productos de refinería (diesel, nafta, fuelóleo o aceites lubricantes) la asignación de impactos que han aplicado los inventarios utilizados de la base de datos de GaBi son la asignación en masa para las emisiones del proceso, mientras que la

[174] Probablemente, una asignación por volumen una vez compactado tendría una relación física más evidente. Sin embargo, es muy complicado encontrar datos para calcular correctamente estos volúmenes y, por su poca incidencia en los resultados, se ha aceptado la asignación en masa.

[175] Probablemente, una asignación por volumen SIN compactar tendría una relación física más evidente, ya que eso es lo que motiva la recogida al llenarse el espacio de almacenaje; sin embargo, resulta imposible calcular correctamente estos volúmenes.

demanda de energía se ha asignado en función del contenido energético de cada producto en relación al consumo de petróleo crudo.

- Para las plantas de selección de envases, de la base de datos de FENIX[176], la asignación sobre el consumo de energía a cada uno de los flujos de salida (aluminio, acero, PET, PEAD, PEBD, vidrio, papel y cartón y brik) se ha aplicado en masa para aquellos procesos de separación que son comunes para todos los materiales y se han asignado además los consumos energéticos de los subprocesos o equipos específicos de separación de los diferentes materiales a cada uno de ellos. El mismo criterio se ha seguido en el caso de las plantas de tratamiento mécanico-biológico para los residuos de envase recogidos en masa.
- En el caso de los procesos de incineración, de la base de datos de FENIX, la asignación sobre las emisiones del proceso se ha realizado siguiendo los siguientes criterios:
    - El consumo de combustibles y los materiales auxiliares del proceso se han asignado por masa, puesto que no hay ninguna relación entre su consumo y la composición del material de entrada.
    - La energía eléctrica producida se ha asignado en base al poder calorífico inferior de cada material.
    - Las emisiones de compuestos de carbono, metales pesados, compuestos de azufre, HCl, HF y las dioxinas y furanos se han asignado en función a un criterio de causalidad. En particular, el CO_2, el CH_4, el CO, el COT, los COVDM y HPA basados en el contenido de Carbono; el HCl en el contenido de Cloro; los SO_x y los SO_2 en el contenido de azufre; el HF en el contenido de Fluor y el As, el Cd, el Cr, el Cu, el Ni, el Pb, el Hg, el Mn y el Zn en el contenido de sus respectivos elementos.
    - Las emisiones de compuestos de nitrógeno (NO_x, N_2O y NH_3) y la emisión de partículas se han asignado en masa, puesto que su emisión depende más de la tecnología aplicada que de la composición del residuo.
    - Las emisiones de dioxinas y furanos se han asignado en masa, puesto que su emisión depende más de las condiciones de operación y combustión de la tecnología de tratamiento de gases empleada que en el contenido de cloro o heterociclos de los residuos de entrada.
- En el caso de los procesos de vertedero, también se han utilizado diferentes criterios de asignación:
    - El consumo de tierra, de diesel y las emisiones asociadas al proceso de disposición del residuo en vertedero y compactación se han asignado en masa.

[176] Se refiere al proyecto *Life +FENIX- Giving Packaging a new Life!* Ver Anexo 1, donde se describe el proyecto y sus resultados.

- El consumo de agua y energía utilizado durante la fase de degradación del residuo en el vertedero se ha asignado por masa. También la cantidad de lixiviado recogida se ha asignado con este criterio.
- Las emisiones al agua, aire e inertes durante la degradación del residuo se han asignado en base a la composición química de los materiales.
- Las emisiones al aire por el tratamiento de los gases y la quema del biogás recogido se han asignado en función de la composición del residuo.
- La generación de electricidad se ha asignado en función del poder calorífico inferior de los materiales.
- Las emisiones al agua, aire y generación de lodos por el tratamiento de lixiviados se han asignado en función del contenido de los diferentes materiales.

8.1.7. Selección de las categorías de impacto y los factores de caracterización

El objetivo de un ACV es analizar la importancia de los impactos ambientales potenciales asociados a un producto o a un sistema. Las normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 de ACV no especifican ni las categorías de impacto que hay que incluir, ni su indicador o unidad de medida, ni tampoco los métodos de caracterización que se deben de emplear. Sin embargo, sí que detallan los criterios que se deben de seguir para su elección. Estos criterios son los siguientes:

- La elección de las categorías de impacto, indicadores de medida y factores de caracterización se tiene que justificar y ser consistente con el objetivo del estudio.
- Éstas deben reflejar de forma comprensible una batería de aspectos ambientales relevantes para el producto o sistema de estudio, de acuerdo con los objetivos y alcance del estudio.
- Se tienen que describir los mecanismos ambientales y los modelos de caracterización que son la base para determinar los factores de caracterización empleados.
- Las categorías de impacto, indicadores y factores de caracterización tienen que ser adecuados para analizar el impacto ambiental potencial del producto o sistema.
- Si se incluyen flujos más allá de los de masa y energía (por ejemplo uso del suelo), se deben de identificar y determinar su relación con los correspondientes indicadores de categoría.

Es importante indicar que, en un ACV, los datos de inventario que nutren a los modelos de evaluación de impacto proceden de procesos que tienen lugar en distintas localizaciones geográficas de todo el mundo. Así pues, por ejemplo, aunque para un decisor de un determinado territorio no sea importante un indicador de acidificación, pues la naturaleza de su territorio es básica y contrarresta la acidificación recibida, dicha acidificación podría estar afectando otros

territorios más vulnerables. Por lo tanto, es importante escoger las categorías de impacto con criterios más allá de la relevancia local.

8.1.7.1. *Factores de caracterización y categorías de impacto*

Según ISO 14044:2006: "*Una EICV que va a utilizarse en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público debe emplear un conjunto de indicadores de categoría suficientemente completo. La comparación debe realizarse indicador de categoría a indicador de categoría.*

Los indicadores de categoría que van a utilizarse en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público deben ser, como mínimo:

- *válidos científica y técnicamente, es decir utilizando un mecanismo ambiental diferenciado, identificable y/o una observación empírica reproducible, y*
- *ambientalmente importante, es decir que tiene vínculos suficientemente claros en las categorías finales incluyendo pero no limitado a las características espaciales y temporales.*

Los indicadores de categoría que se van a utilizar en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público deberían estar aceptados internacionalmente."

Los factores de caracterización que se han seleccionado en este estudio son los recomendados por la guía ILCD (2011), que también están siendo empleados por las pruebas piloto para el desarrollo de huellas ambientales de producto, promovidas por la Comisión Europea[177]. Se han seleccionado estos métodos porque están basados en el consenso científico más reciente. Puesto que las normas ISO no aconsejan dar los resultados con un único indicador ponderado (como la pérdida de años de vida de calidad[178]) y, además, no existen factores de caracterización consensuados para muchas categorías de impacto, se han seleccionado métodos de impacto de punto medio (*mid-point)*. Éstos se quedan en un indicador de la medida del impacto intermedio en la cadena causa efecto (como por ejemplo los kg de CO_2 equivalente para el Potencial de Calentamiento Global), suficiente para poder interpretar los resultados.

La única excepción es para la categoría de impacto de Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos, para la que se han usado los factores de caracterización desarrollados por el método Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003) en lugar del propuesto para las huellas ambientales de producto. Esta elección se ha realizado por motivaciones técnicas al considerarse un método más adecuado en este estudio. Este método está incluido también en las recomendaciones de métodos de la ILCD y cuenta con el suficiente aval científico.

Las categorías de impacto que se han seleccionado para ser incluidas en este estudio se listan en la Tabla 8.3. En la Figura 8.2 se clasifican las categorías de impacto consideradas en cuatro grandes grupos: aquellas que pueden considerarse que tienen un impacto global (a escala

[177] http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/product_footprint.htm

[178] Traducción de *Quality Adjusted Life Years (QALY)* del inglés.

planetaria), aquellas que afectan fundamentalmente al medio terrestre, aquellas que afectan fundamentalmente al medio acuático y aquellas que tienen una afectación sobre la salud humana.

Tabla 8.3: Listado de categorías de impacto consideradas

Acrónimo	Categoría de impacto	Unidad de medida
PARA	Potencial de Agotamiento de Recursos Abióticos	kg Sb eq.
PA	Potencial de Acidificación	moles de H^+ eq.
PE	Potencial de Eutrofización	moles de N eq.
PCG	Potencial de Calentamiento Global (excluyendo C biogénico)	kg CO_2 eq.
PACO	Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono	kg CFC-11 eq.
PFOF	Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos	kg de C_2H_4 eq.

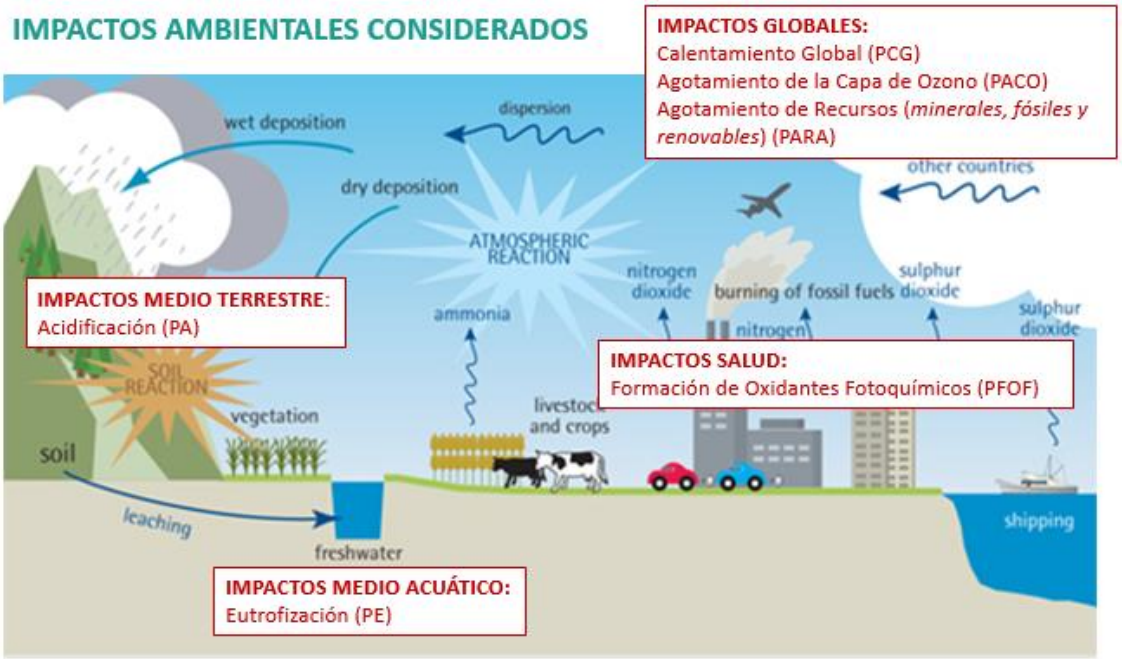


Figura 8. 2 Categorías de impacto ambiental incluidas en el estudio.

8.1.7.2. *Justificación de su elección y descripción del método de caracterización*

La extracción de las materias primas necesarias para fabricar los materiales de envase objeto de este estudio (aluminio, acero, vidrio, PEAD, PET, film, plástico mezcla y briks) contribuye a la categoría de impacto ambiental de **Potencial de Agotamiento de Recursos Abióticos** (fósiles y minerales). Del mismo modo, la recogida y reciclaje de éstos materiales puede contribuir de forma positiva a esta categoría, al evitarse la extracción de recursos para fabricar nuevos envases u otros productos a partir de los materiales recuperados. Existen diferentes métodos para evaluar esta disminución en los recursos. El método seleccionado en este caso, el recomendado en el ILCD Handbook, es el CML 2002 desarrollado por la Universidad de Leiden

(Guinée et al., 2002) que basa su cálculo en la cantidad de reservas disponibles y se expresa en unidades de kg de antimonio (Sb) equivalentes.

La preocupación por el Cambio Climático ha ido creciendo en los últimos años en nuestra sociedad. Muestra de ello son los acuerdos que los estados han ido alcanzando para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y mitigar los efectos de la mayor concentración de estos gases en la atmósfera como el Protocolo de Kioto (NU, 1998) o el más reciente Acuerdo de París (NU, 2015) de la Convención Marco sobre el Cambio Climático de Naciones Unidas. Este impacto ambiental se mide normalmente a través del **Potencial de Calentamiento Global** expresado en kg de CO_2 equivalente (comúnmente llamado huella de carbono). Cuantifica las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) asociadas especialmente al sector de la energía y al del transporte. En el caso de los materiales plásticos de los materiales de envase, también es relevante en cuanto al uso de recursos no renovables de origen fósil (plásticos) que contienen carbono que puede ser liberado (o ahorrado en caso de reciclaje) por la quema de los envases en instalaciones de tratamiento de residuos. El horizonte temporal del efecto de los GEI escogido es de 100 años, que es el horizonte recomendado por el ILCD (2011), en base a los factores del Panel Intergubernamental de Cambio Climático. Los factores de caracterización seleccionados no tienen en cuenta el carbono de origen biológico (ver Apartado 8.1.8).

La conservación de la naturaleza y la biodiversidad y su protección de la contaminación que pueda dañar los ecosistemas es uno de los principios y áreas de interés de la política ambiental europea y también de la de los estados miembros. Muestra de ello es la creación de un grupo de trabajo específico sobre "Conservación de la Naturaleza y la Biodiversidad y Fondos Comunitarios" del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente[179]. La protección de los ecosistemas y la calidad de los bosques y los suelos está directamente relacionada con la exposición a sustancias como los óxidos de azufre (SO_2) y de nitrógeno (NO_x) - como señaló en el pasado la unión europea (UE, 2002). Este tipo de emisiones están relacionadas y afectan directamente a las categorías de impacto de **Potencial de Acidificación y Potencial de Eutrofización**. Los métodos de caracterización actuales para el PA generalmente se centran en la acidificación terrestre, puesto que la acidificación acuática sólo ocurre cuando la capacidad de neutralización del ácido de la cuenca se ha agotado (ILCD, 2011). Sólo algunos métodos (EDIP97 y CML 2002) analizan por separado la acidificación acuática, pero no están del todo desarrollados. Según las recomendaciones de la ILCD, el método seleccionado en este caso para el PA-terrestre y PE-terrestre es el *Accumulated Exceedance* (Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008). El indicador de medida es la excedencia acumulada (en moles de H^+eq. para el PA y en moles de N eq. para el PE).

La protección del medio ambiente, la salud y la calidad de vida puede estar relacionada de forma directa con la categoría de impacto de **Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos**. Esta categoría también aparece en la literatura con otros nombres como por ejemplo: formación de ozono (troposférico), creación de ozono fotoquímico, *Photo smog* o *Summer smog*. El Protocolo de Gotemburgo (UNECE, 1999) sobre la protección del medio ambiente pone de relevancia a la importancia de incluir en los análisis las categorías de impacto de PA, PE y PFOF. El protocolo

[179] Información extraída de la web del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (www.magrama.gob.es). Última consulta: 25/01/2016.

marca niveles tope de emisiones a nivel nacional para 2010 hasta 2020, en base a los niveles de 2005, para 4 sustancias: óxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoniaco (NH_3)[180]. El método de caracterización seleccionado para el PFOF es el Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003). La unidad de medida son kg de C_2H_4 (etileno).

Otra de las categorías de impacto incluidas se refiere al **Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono (PACO)**, considerada dentro del Protocolo de Montreal relativo a sustancias que agotan la capa de ozono, que entró en vigor hace más de 25 años (1987). Cabe destacar que el Protocolo de Montreal prohibió el uso de clorofluorohidrocarburos, halones y otras sustancias y marcó unos objetivos de reducción. Éste ha permitido eliminar el uso de alrededor del 98% de todas las sustancias que agotan la capa de ozono, fruto del trabajo de las Partes para el Protocolo de Montreal (PNUMA, 2012). La mayoría de métodos de caracterización de impactos para esta categoría están basados en los factores de agotamiento de la capa de ozono publicados por la Organización Meteorológica Mundial (OMM)[181]. Según las recomendaciones de la ILCD, el método seleccionado en este caso es el ReCiPe (Van Zelm et al, 2008), basado en los factores de la OMM de 1999, y medido en kg CFC-11 eq.

El **agotamiento de agua como recurso** no se ha incluido en el análisis. Esta categoría de impacto depende mucho de las condiciones locales de la zona y/o del país donde se desarrolle el análisis. A pesar de ser un indicador que puede ser relevante en un país como España, donde se viven episodios de escasez y racionamiento, la metodología para determinar el impacto ambiental asociado a su uso está todavía en desarrollo y no consensuada a nivel científico internacional. El único método sugerido por el ILCD para evaluar el agotamiento del agua como recurso se basa en un modelo con valores relativos a la escasez de agua de Suiza. Por todos estos motivos, se ha decidido no considerarla en el estudio.

Respecto al indicador de **toxicidad** (sobre el agua, el medio marino o terrestre), no se ha incluido en el análisis. La ILCD recomienda el uso del método USEtox (Rosenbaum et al., 2008) para considerar este efecto sobre el agua dulce. Sin embargo, no recomienda ningún método para evaluar sus efectos sobre el medio marino y terrestre. El tipo de envases de uso doméstico empleados cumplen con unos requisitos de calidad que evitan el uso de sustancias tóxicas. No se prevé que este indicador sea relevante para los objetos bajo estudio ni diferencias significativas por el hecho de recogerlos mediante un SCRAP o un SDDR. Por todas estas razones, no se ha considerado en el estudio.

8.1.8. Tratamiento del CO2 biogénico

Siguiendo las recomendaciones del ILCD, en este estudio la absorción y emisión de CO_2 de origen biogénico no se ha considerado. Es decir, que el balance de CO_2 de origen biogénico se ha

[180] Datos extraídos de http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html. Última consulta: 25/01/2016

[181] World Meteorological Organisation (WMO) www.wmo.int

considerado neutro y que no afecta a los resultados. Para garantizarlo, se han utilizado los factores de caracterización del IPPC excluyendo el carbono de origen biológico.

8.1.9. Juicios de valor y elementos opcionales

El análisis ambiental (ACV) se quedará en la etapa de caracterización (obligatoria según la ISO 14044 y 14044), mostrando el perfil ambiental de los diferentes escenarios de análisis, sin aplicar las etapas de ponderación y agrupación en la fase de evaluación del impacto ambiental. Cabe remarcar que estas etapas no están permitidas en el caso de aseveraciones comparativas según estas mismas normas, ya que, textualmente, se especifica que "se reconoce que no hay base científica para reducir los resultados del ACV a un único número o a una puntuación global[182]".

Un método usual de ponderar y/o agrupar consiste en ofrecer un solo indicador de impacto (como la huella de carbono), lo que intrínsecamente implica un juicio de valor al ponderar con un "1" al Potencial de Calentamiento Global y con un "0" al resto de categorías de impacto.

Todavía peor es quedarse a nivel de inventario y ofrecer un único indicador de masa o energía, como puede ser una tasa de reciclaje, que ni siquiera es representativo de impacto ambiental alguno.

8.1.10. Cantidad de envases puestos en el mercado (Sistemas A y B)

Conocer la cantidad de envases puestos en el mercado constituye el primer paso para poder comparar los Sistemas A y B. Puesto que la cantidad es la misma en ambos sistemas (para garantizar una misma unidad funcional de comparación), se ha incluido un apartado específico común con esta información en el apartado de metodología, previo a la descripción de los inventarios particulares de los Sistemas A y B.

Los datos de la cantidad de envases puestos en el mercado han sido proporcionados tanto por Ecoembes como por Ecovidrio para el año 2014. Dicha cantidad, que determina el punto de partida común para la evaluación de ambos Sistemas A y B, se obtiene a través de las declaraciones de envases (DAEs) que las empresas envasadoras adheridas a estos sistemas realizan anualmente distinguiendo por sectores, tipología de materiales y peso de los envases[183].

---

[182] Apartado 4.1 de la ISO 14044:2006.

[183] Éstos datos están auditados por auditores externos. A través de las Declaraciones Anuales de Envases (DAEs), las empresas informan a Ecoembes y Ecovidrio anualmente con alto grado de detalle según la tipología de envase, distinguiendo por formato y materiales, las unidades y el peso puestos en el mercado informado sobre las ventas. Todas las empresas que están legalmente obligadas a auditar sus cuentas anuales deben presentar, antes del 31 de mayo de cada ejercicio, un Informe de Procedimientos Acordados revisando la DAE elaborado por sus auditores externos y, por lo tanto, reportado por un tercero. Adicionalmente, tanto Ecoembes como Ecovidrio realizan anualmente sus propias auditorías para verificar las DAEs de otras empresas ubicadas en todas las CCAA y pertenecientes a todos los sectores. En el caso de Ecoembes, a través de ambos procedimientos, se obtiene una cobertura de revisión externa

Las empresas envasadoras que pongan en circulación envases asociados a los dos SCRAPs pueden declarar la cantidad puesta en el mercado indistintamente a Ecoembes y a Ecovidrio; por lo tanto, la cifra final de envases se obtiene a través de la suma de la cantidad declarada a ambas entidades.

A continuación, se presentan las tablas con las cantidades, diferenciando entre:

- Flujo 1: envases sujetos a ser recogidos mediante SDDR
- Flujo 2: envases excluidos del SDDR

Tabla 8.4. Cantidades de envases (t/año) puestos en el mercado en 2014[184] (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plástico	**TOTAL EELL**	**TOTAL VIDRIO**	**TOTAL**
Flujo 1	26.031	XXX	XXX	166.004	XXX	XXX	XXX	XXX	138.782	330.818	1.092.656	1.423.474
Flujo 2	107.352	XXX	XXX	164.556	XXX	XXX	XXX	XXX	530.710	802.617	274.629	1.077.247
TOTAL	**133.383**	XXX	XXX	330.561	XXX	XXX	XXX	XXX	669.492	**1.133.435**	**1.367.285**	**2.500.720**

En los Apartados siguientes (8.2 a 8.4) se detallan las entradas y salidas, las fuentes de información para la obtención de datos utilizadas y la metodología de cálculo empleada para determinar el impacto ambiental de las diferentes fases y procesos de gestión de residuos incluidos en el estudio, para los dos sistemas analizados, diferenciando entre los envases que serán gestionados mediante SDDR y mediante SCRAP en el Sistema B.

8.2. Inventario ambiental de los envases recogidos mediante SCRAP en el SISTEMA A

De acuerdo a las normas ISO 14044 "*esta fase del ACV corresponde a una compilación y cuantificación de las entradas y salidas asociadas al sistema bajo estudio durante todo su ciclo de vida*"; en este caso a la recogida, tratamiento y reciclado de los residuos de envase del Sistema A.

El inventario del Sistema A incluye los siguientes procesos, cada uno de los cuales se trata en un apartado específico:

- Distribución por canales de recogida
- Contenerización
- Recogida y transporte (separando entre recogida domiciliaria y recogidas selectivas en el ámbito privado)
- Transferencia
- Planta de selección de envases

del 93% de las toneladas adheridas. En el caso de Ecovidrio, a través de ambos procedimientos se auditó en 2014 el 66,7% del vidrio adherido al sistema.

[184] Fuente: Ecoembes y Ecovidrio.

- Planta de tratamiento de vidrio
- Planta de tratamiento mecánico-biológico
- Tratamiento de los residuos recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado.
- Preparación para el reciclaje y procesos de reciclaje
- Valorización energética
- Vertido
- Crédito ambiental

8.2.1. Distribución por canales de recogida

La metodología empleada para calcular la **distribución por canal de recogida** se ha detallado en el Apartado 6.8, por lo que en este apartado sólo se presentan los resultados. En las Tablas 8.5 y 8.6, aparecen los resultados de distribución por canal de recogida en valores absolutos (toneladas) y relativos (%) respectivamente.

Tabla 8.5. Cantidad recogida por cada canal de recogida en el Sistema A (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plástico	**TOTAL EELL**	**TOTAL VIDRIO**	**TOTAL**
Selectiva Verde										0	694.325	694.325
Selectiva amarillo	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Selectiva en el ámbito privado	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Recogidas Selectivas	84.265	XXX	XXX	110.690	XXX	XXX	XXX	XXX	372.459	567.415	858.730	1.426.145
Recogida en masa	48.730	XXX	XXX	219.329	XXX	XXX	XXX	XXX	294.446	562.505	504.413	1.066.918
Littering	388	XXX	XXX	541	XXX	XXX	XXX	XXX	2.586	3.515	4.142	7.657
TOTAL	**133.383**	XXX	XXX	330.561	XXX	XXX	XXX	XXX	669.492	**1.133.435**	**1.367.285**	**2.500.720**

Tabla 8.6. Porcentaje de distribución por cada canal de recogida en el Sistema A (ver anexo confidencial).

	Brik	**Acero**	**Aluminio**	TOTAL metales	**PEAD**	**PET**	**Film**	**Plástico mezcla**	TOTAL plástico	**TOTAL EELL**	**TOTAL VIDRIO**	**TOTAL**
Selectiva Verde											XXX	XXX
Selectiva amarillo	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Selectiva en el ámbito privado	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Recogidas Selectivas	XXX	XXX	XXX	33,5%	XXX	XXX	XXX	XXX	55,6%	50,1%	62,8%	57,0%
Recogida en masa	XXX	XXX	XXX	66,4%	XXX	XXX	XXX	XXX	44,0%	49,6%	36,9%	42,7%
Littering	XXX	XXX	XXX	0,2%	XXX	XXX	XXX	XXX	0,4%	0,3%	0,3%	0,3%
TOTAL	XXX	XXX	XXX	**100,00%**	XXX	XXX	XXX	XXX	100,00%	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**

8.2.2. Contenerización

Para determinar el impacto ambiental asociado a los contenedores necesarios para realizar la recogida de residuos en el Sistema A se han utilizado los datos de inventario desarrollados en el marco del proyecto FENIX (CTME, 2012) para la tipología de contenedores que se utilizan más habitualmente a nivel nacional fabricados en PEAD, acero y fibra de vidrio. Los inventarios han sido actualizados con la base de datos de GaBi 2016. En estos inventarios se incluye su fabricación, su limpieza y mantenimiento anual, y el transporte hasta su gestor final como residuo una vez finalizada su vida útil. Para contabilizar el impacto ambiental asociado a su fabricación, estos inventarios consideran una vida útil de 7,5 años para los contenedores de PEAD, de 10 años para los de acero y de 8 para los de fibra de vidrio.

En la Tabla 8.7, se detallan las unidades de contenedores que se han considerado para determinar el impacto ambiental de los mismos. En el Anexo 8.4, se detallan las características de los contenedores que se han empleado para calcular esta tabla.

Tabla 8.7. Número de contenedores de cada tipo considerados en el Sistema A[185].

	Contenedores de PEAD	Contenedores de acero	Contenedores de fibra de vidrio	TOTAL
Selectiva Verde	0	0	189.082	189.082
Selectiva amarillo	228.791	107.246	21.449	357.486
Recogida en masa	17.495	8.747	17.495	43.736

[185] Datos calculados a partir de la información facilitada por Ecoembes y Ecovidrio para EELL y para vidrio. El total de contenedores para la recogida en masa se ha estimado siguiendo la metodología explicada en el Anexo 8.2. En esta tabla, sin embargo, sólo se han imputado los contenedores de recogida en masa asignados a la unidad funcional del estudio, no al total de contenedores de RSU calculado para recoger todos los RSU generados en España. Esta asignación también se detalla en el Anexo 8.2.

8.2.3. Recogida y transporte

8.2.3.1. *Recogida domiciliaria*

Como se ha comentado en el Apartado 6.3, para calcular el impacto ambiental asociado a la recogida y transporte de residuos, tanto para la recogida selectiva como para la recogida en masa, se ha utilizado el modelo de recogida de residuos y consumo de emisiones desarrollado en el marco del proyecto FENIX. El modelo parte de un camión de transporte de mercancías convencional de la base de datos de GaBi y de la European Reference Life Cycle Database (ELCD)[186], que ha sido adaptado a las características de un camión de recogida de residuos. La adaptación se ha realizado en base a datos experimentales de 14 rutas de recogidas de residuos que fueron monitorizadas durante 2012 en Portugal. Se han ajustado los valores de consumo de diésel del camión así como añadido un consumo adicional por la elevación y compactación de los contenedores (más información sobre el modelo se puede encontrar en Bala, A., 2015(b)). En las Tablas 8.8 a 8.10, se detallan los datos de entrada empleados así como los resultados para la distancia promedio y el porcentaje de carga promedio (en peso) para la recogida de EELL, de vidrio y de residuos en masa.

[186] Base de datos de ACV pública gestionada por el *Joint Research Centre* de la Comisión Europea. Más información en: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/

Tabla 8.8. Cálculo de distancia y porcentaje de carga promedio para la recogida de EELL en el Sistema A[187]

DATOS DE ENTRADA	Municipios urbanos	Municipios semiurbanos	Municipios rurales
Tipo recogida/contendor	Carga lateral	Carga superior	Carga superior
Volumen promedio (litros)	2.400	2.500	2.500
Dotación (número)	175.168	135.845	46.473
Distancia entre contenedores (km)	0,416	0,96	0,96
Frecuencia de recogida (veces/año)	104	104	52
Distancia entre origen y el primer contenedor (km)	15	15	15
Distancia de fin de recogida a punto de descarga (km)	20	25	30
Distancia del punto de descarga al punto de origen (km)	15	15	15
Contenedores/h recogidos	27	10,5	10,5
Velocidad extraurbana promedio del camión (km/h)	60	60	60
Volumen caja camión (m3)	25	20	20
Carga máxima camión (ton)	18	18	18
Índice de compactación de envases en el camión	6,8	6,8	6,8
Tiempo de descarga del contenedor en camión (segundos)	50	180	180
RESULTADOS			
Km promedio recorridos por ruta		123	
Carga promedio del camión en ruta (en peso)		10%	

Tabla 8.9. Cálculo de distancia y porcentaje de carga promedio para la recogida de vidrio en el Sistema A[188]

DATOS DE ENTRADA	Municipios urbanos	Municipios semiurbanos	Municipios rurales
Tipo recogida/contendor	Carga superior	Carga superior	Carga superior
Volumen promedio (litros)	2.700	2.700	2.700
Dotación (número)	71.851	73.742	43.489
Distancia entre contenedores (km)	0,706	0,96	0,96
Frecuencia de recogida (veces/año)	24	24	12
Distancia entre origen y el primer contenedor (km)		40,52	
Distancia de fin de recogida a punto de descarga (km)		43,45	
Distancia del punto de descarga al punto de origen (km)		36,69	
Contenedores/h recogidos		6	
Velocidad extraurbana promedio del camión (km/h)		60	
Volumen caja camión (m3)		20	
Carga máxima camión (ton)		12	
Índice de compactación de envases en el camión		1	
Tiempo de descarga del contenedor en camión (segundos)		184	
RESULTADOS			
Km promedio recorridos por ruta		137	
Carga promedio del camión en ruta (en peso)		26%	

Tabla 8.10. Cálculo de distancia y porcentaje de carga promedio para la recogida en masa en el Sistema A

DATOS DE ENTRADA	Municipios urbanos	Municipios semiurbanos	Municipios rurales
Tipo recogida/contendor	Carga lateral	Carga trasera	Carga trasera
Volumen promedio (litros)	3.200	1.000	1.000
Dotación (número)	333.954	258.984	88.600
Distancia entre contenedores (km)	0,312	0,179	0,179
Frecuencia de recogida (veces/año)	365	299	299
Distancia entre origen y el primer contenedor (km)	15	15	15
Distancia de fin de recogida a punto de descarga (km)	20	25	30
Distancia del punto de descarga al punto de origen (km)	15	15	15
Contenedores/h recogidos	29,3	37,1	37,1
Velocidad extraurbana promedio del camión (km/h)	65	65	65
Volumen caja camión (m3)	25	20	20
Carga máxima camión (ton)	25,5	18	18
Índice de compactación de envases en el camión	5,5	5,5	5,5
Tiempo de descarga del contenedor en camión (segundos)	50	35	35
RESULTADOS			
Km promedio recorridos por ruta		92,98	
Carga promedio del camión en ruta (en peso)		49%	

Las toneladas de EELL, vidrio y de envases recogidos de forma selectiva y en masa a través de la recogida domiciliaria se recogen en la Tabla 8.11. En el caso de la recogida de EELL y de vidrio, se han considerado los impropios para calcular el impacto asociado a la etapa de recogida. Para los EELL se ha considerado un 29,83% de impropios (dato proporcionado por Ecoembes para 2014) y al vidrio del 2% (dato proporcionado por Ecovidrio para 2014).

Tabla 8.11. Envases recogidos en selectiva de EELL, de vidrio y en masa en el Sistema A (t/año).

	EELL (recogida selectiva)*	Vidrio (recogida selectiva)*	EELL y Vidrio (recogida en masa)
t/año	606.956	708.495	1.066.918

**En el caso de la recogida selectiva, las cantidades incluyen los impropios.*

[187] El método de cálculo y los datos de partida para aplicarlos provienen del proyecto FENIX, realizado conjuntamente con Ecoembes, Sociedade Ponto Verde y PE International. Los datos han sido revisados y actualizados al año 2014, y validados por Ecoembes.

[188] El método de cálculo y los datos de partida para aplicarlos provienen del proyecto FENIX, realizado conjuntamente con Ecoembes, Sociedade Ponto Verde y PE International. Los datos han sido revisados y actualizados al año 2014, y validados por Ecovidrio y por el Insitut Cerdà.

8.2.3.2. *Recogidas selectivas en el ámbito privado*

En el caso de las recogidas selectivas en el ámbito privado, se ha considerado un camión de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Truck, diesel driven, Euro 4, cargo, consumption mix/12-14t gross weight / 9,3t payload capacity". El dato es representativo para el periodo 2015-2018. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[189] y una distancia promedio de 100 km tanto para los EELL como para el vidrio[190]. Las toneladas de EELL y de vidrio recogidos mediante este el canal de recogida se presentan en la Tabla 8.12.

Tabla 8.12. EELL y de vidrio recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado en el Sistema A (t/año).

	EELL (recogidas selectivas en el ámbito privado)	Vidrio (recogidas selectivas en el ámbito privado)
Toneladas	141.519	151.446

8.2.4. *Transferencia*

Algunos de los residuos que son recogidos por camiones de recogida pasan por plantas de transferencia antes de ser enviados a su destino final (planta de tratamiento, vertedero o incineradora). Las plantas de transferencia que se han considerado en este estudio son plantas de transferencia con compactación (tanto para los EELL como para la fracción resto) y lanchas de acopio (para la fracción vidrio). En la Tabla 8.13, se recogen los porcentajes de residuos que pasan o no por planta de transferencia y de qué tipo.

Tabla 8.13. Porcentaje de residuos recogidos por cada canal que pasan por cada tipo de transferencia[191].

	EELL (recogida selectiva)	Vidrio (recogida selectiva)	EELL y Vidrio (recogida en masa)
Sin transferencia	79%	47%	-
Planta de transferencia con compactación	21%	-	100%
Lancha de acopio	-	53%	-

Para calcular el impacto de estas instalaciones, se han usado los modelos desarrollados en el proyecto FENIX, que han sido actualizados con la base de datos de GaBi 2016. El modelo de plantas de transferencia fue elaborado por el *Laboratório Nacional de Energia e Geologia, I.P.* (LNEG, 2012), a partir de un estudio desarrollado entre junio de 2011 y febrero de 2012 en España y Portugal. En el modelo se incluye el consumo de electricidad, agua, diésel y lubricantes

[189] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

[190] Dato estimado.

[191] Fuente: Comunicación personal de Ecoembes y Ecovidrio (para EELL y vidrio) y dato estimado para la recogida en masa.

que se producen en las instalaciones para tres tipos de plantas de transferencia: con compactación, sin compactación y lanchas de acopio (específicas para los residuos de vidrio).

Para el **transporte desde las plantas de transferencia a las plantas de tratamiento** (selección) o destino final, se ha considerado un camión tipo tráiler de la base de datos de GaBi 2016 "GLO truck, consumption mix, diésel driven, Euro 5, 32t gross weigh/24,7 t payload capacity". El dato es representativo para el periodo 2015-2018. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[192] y las distancias promedio que se recogen en la Tabla 8.14.

Tabla 8.14. Distancias consideradas de planta de transferencia a tratamiento[193].

	EELL	Vidrio	RSU
Distancia de transferencia a incineración	-	-	50 km
Distancia de transferencia a vertido	-	-	50 km
Distancia de transferencia a planta de tratamiento	65 km	157 km	50 km

Como puede observarse en la Tabla 8.14, para el residuo recogido en masa se ha considerado el hecho de que parte de los residuos van directamente a vertido o a incineración sin previo paso por una planta de TMB. Concretamente, y de acuerdo a los cálculos del balance de materia detallados en el Apartado 6.8, se ha considerado que el 9,5% de los residuos recogidos en masa van a incineración directa, el 14,1% a vertido directo y el 76,4% restante a una planta de TMB.

8.2.5. Planta de selección de envases

Para calcular el impacto ambiental asociado a las plantas de selección de envases, se han usado los modelos de inventario desarrollados por el Instituto Andaluz de Tecnología (IAT) en el marco proyecto FENIX (IAT, 2012), que han sido actualizados con la base de datos de GaBi 2016. Los inventarios se basan en los datos de caracterizaciones y de recuperaciones de todas las plantas de selección de envases de España en el año 2010, además de los resultados de una encuesta a estas plantas para la obtención de datos referentes a consumos energéticos y de agua del proceso, complementados con datos bibliográficos[194].

Los inventarios son específicos para cada tipología de material tratado y para cada tipo de planta de selección (manual o automática); es decir, a cada uno de los materiales se le han imputado los impactos ambientales de aquellos procesos específicos que les atañen, tal como se detalla en el Apartado 8.1.6 de procedimientos de asignación de cargas.

[192] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

[193] Fuente: Comunicación personal de Ecoembes y Ecovidrio (para EELL y vidrio) y dato estimado para la recogida en masa.

[194] En cuanto a efectividades (datos directos de todas la plantas de España), la representatividad es del 100%. En cuanto a consumos energéticos, de agua y de diésel, los datos son representativos del 25,5% de las plantas de España, que son las que respondieron al cuestionario.

Según los datos facilitados por Ecoembes, tal y como se ha mencionado en el Apartado 6.5.1, se ha considerado que el 77% en peso de los residuos son gestionados en plantas automáticas y el 23% restante en plantas manuales. En cuanto a las efectividades de recuperación de los materiales, se han considerado las que se recogen en la Tabla 8.15. Adicionalmente, al vidrio se le ha aplicado una efectividad de recuperación promedio del 0,27, según los datos del estudio elaborado por el IAT (2012).

Tabla 8.15. Efectividad de recuperación de materiales en PSE en el Sistema A[195] (ver anexo confidencial).

TIPO DE PLANTA TRATAMIENTO	CARTON BEBIDAS	ACERO	ALUMINIO	TOTAL METALES	PEAD	PET	Film	Resto plásticos	TOTAL PLÁSTICOS
Manual	0,7600	XXX	XXX	1,7247	XXX	XXX	XXX	XXX	3,0364
Automática	0,8182	XXX	XXX	1,5901	XXX	XXX	XXX	XXX	3,2463

En la Tabla 8.16, se presenta un cuadro resumen con las entradas, las salidas, la efectividad promedio aplicada y las cantidades de rechazo que van a vertido o a incineración para cada uno de los materiales bajo estudio. Como se ha detallado en el Apartado 6.8.1, los porcentajes de destino del rechazo de las plantas que se han aplicado son los más recientes por parte del MAGRAMA, 2013. Éstos corresponden al 84% de rechazos que van a vertedero y el 16% a incineración.

Tabla 8.16. Resumen del balance de materia de PSE en el Sistema A (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
Entrada	55.717	XXX	XXX	71.735	XXX	XXX	XXX	XXX	298.444	12.959
Salida	44.832	XXX	XXX	65.325	XXX	XXX	XXX	XXX	236.904	3.499
Efectividad	***0,80***	XXX	XXX	***0.91***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0.79***	***0,27***
Rechazo a incineración	1.742	XXX	XXX	1.026	XXX	XXX	XXX	XXX	9.845	1.514
Rechazo a vertedero	9.143	XXX	XXX	5.385	XXX	XXX	XXX	XXX	51.692	7.947

Para el **transporte de los rechazos hasta su destino final** (vertido o incineración), se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[196] y una distancia promedio en ambos casos de 50 km[197].

Para el **transporte de los materiales recuperados hasta las plantas de pre-tratamiento, tratamiento** (en el caso del vidrio) **y /o reciclaje**, se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un

[195] Fuente: [a] IAT, 2012; [b] ECOEMBES Y ASPLARSEM (a), 2012.

[196] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

[197] Dato estimado.

porcentaje de carga del 85%[198] y las distancias promedio para cada material que aparecen en la Tabla 8.16.

Tabla 8.17. Distancia de PSE a pre-tratamiento, tratamiento (en el caso del vidrio) y reciclaje para cada material en el Sistema A[199199].

MATERIAL	Distancia de transporte a pre-tratamiento, tratamiento y reciclaje (km)
Acero	129
Aluminio	335
PET	300
PEAD	237
Brik	310
Film	351
Plástico mezcla	299
Vidrio	100

8.2.6. Planta de tratamiento de vidrio

Para calcular el impacto ambiental asociado al proceso de tratamiento de vidrio, se ha usado el inventario desarrollado por la Universidad San Jorge en el marco proyecto FENIX (USJ, 2012), que ha sido actualizados con la base de datos de GaBi 2016[200]. Incluye el consumo de electricidad y el uso de aceites lubricantes. La eficiencia de recuperación del vidrio que se ha utilizado en este proceso ha sido la promedio facilitada por Ecovidrio correspondiente al 0,98. En este caso, se ha considerado que el 100% del rechazo va directo a vertedero. En la Tabla 8.18, se presenta un cuadro resumen con las entradas y las salidas de este proceso. En las entradas, se incluye el vidrio recuperado a través de diferentes vías: la recogida selectiva de vidrio; a través de plantas de TMB; de plantas de selección de envases; y de recogidas selectivas en el ámbito privado. Se ha considerado que todas las toneladas recogidas tienen asociado este mismo proceso y, por lo tanto, el mismo impacto ambiental, independientemente de que el proceso se lleve a cabo en plantas de tratamiento especializadas o bien en las propias vidrieras.

[198] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

[199] Estas distancias promedio ponderadas fueron obtenidas en el marco del proyecto FENIX. Se utilizaron datos proporcionados por Ecoembes sobre el destino de los materiales recuperados en todas las plantas de selección de envases de España. Conociendo las cantidades y las distancias desde cada una de las PSE a los recicladores homologados se ponderaron las distancias para los diferentes materiales.

[200] Los datos de inventario son de una empresa Española con tres plantas de tratamiento, y han sido contrastados con datos de este tipo de tratamiento similares de la base de datos Ecoinvent (Hischier, R., 2007).

Tabla 8.18. Resumen del balance de materia de PTV en el Sistema A (t/año)

	Vidrio
Entrada	880.679
Salida	863.066
Efectividad	***0,98***
Rechazo a vertedero	17.614

Para el **transporte de los rechazos hasta el vertedero**, se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[201] y una distancia promedio de 50 km[202].

Para el **transporte del vidrio pre-tratado al reciclador**, se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[203] y una distancia promedio de 56 km[204].

8.2.7. Planta de Tratamiento Mecánico-Biológico

Para calcular el impacto ambiental asociado a las plantas de TMB, se han usado los modelos de inventario desarrollados por la Escuela de Ingeniería de Igualada de la UPC en el marco proyecto FENIX (EUETTI-UPC, 2012), que han sido actualizados con la base de datos de GaBi 2016. Los inventarios se basan en los datos de caracterizaciones y de recuperaciones del 100% de las plantas de TMB de España que tienen convenio con Ecoembes, además de los resultados de una encuesta para la obtención de datos sobre consumos energéticos y de agua del proceso[205].

Los inventarios son específicos para cada tipología de material tratado y para cada tipo de planta de TMB (manual o automática); es decir, a cada uno de los materiales se le han imputado los impactos ambientales de aquellos procesos específicos que les atañen, tal como se detalla en el Apartado 8.1.6 de procedimientos de asignación de cargas.

Del estudio realizado por FENIX (EUETTI-UPC, 2012), se han extraído los datos sobre el porcentaje de plantas de TMB manuales y automáticas que hay en España. Se ha considerado que el 79% de los residuos pasa por plantas manuales y el 21% por plantas automáticas[206]. En cuanto a las efectividades de recuperación de estas instalaciones, tal y como se ha detallado en

[201] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.
[202] Dato estimado.
[203] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.
[204] Comunicación personal de Ecovidrio (2016).
[205] En cuanto a consumos energéticos, de agua y de diésel, los datos utilizados corresponden al 12% del total de plantas en España, que son las que respondieron al cuestionario.
[206] Dato promedio ponderado teniendo en cuenta la cantidad de envases tratados en Instalaciones Manuales y Automáticas.

el Apartado 6.8, las que se han empleado no son empíricas, sino la efectividad teórica para que se cumpla el balance de materia bajo estudio, siempre bajo las premisas de que la efectividad no puede ser superior a la de las PSE[207] y que no pueden haber super-efectividades, es decir, efectividades superiores a 1.

En la Tabla 8.19, se presenta un cuadro resumen con las entradas, las salidas, la efectividad promedio aplicada y las cantidades de rechazo que van a vertido o a incineración para cada uno de los materiales bajo estudio. Como también se ha detallado en el Apartado 6.8.1, los porcentajes aplicados de destino del rechazo de las plantas son los más recientes por parte del MAGRAMA, 2013, correspondiendo a un 82% de rechazos que van a vertedero y a un 18% a incineración en el caso de los EELL. Para el vidrio, se ha asumido que el 10% va a incineración y el 90% a vertedero[208].

Tabla 8.19. Resumen del balance de materia de plantas MBT en el Sistema A (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
Entrada	37.229	XXX	XXX	167.567	XXX	XXX	XXX	XXX	224.958	385.371
Salida	21.208	XXX	XXX	148.458	XXX	XXX	XXX	XXX	99.926	31.409
Efectividad	***0,57***	XXX	XXX	***0.89***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,44***	***0,08***
Rechazo a incineración	2.884	XXX	XXX	3.440	XXX	XXX	XXX	XXX	22.506	35.396
Rechazo a vertedero	13.137	XXX	XXX	15.669	XXX	XXX	XXX	XXX	102.526	318.566

Para el **transporte de los rechazos hasta su destino final** (vertido o incineración), se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[209] y una distancia promedio en ambos casos de 50 km[210].

Para el **transporte de los materiales recuperados hasta las plantas de pre-tratamiento, tratamiento** (en el caso del vidrio) **y /o reciclaje**, se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[209] y las distancias promedio para cada material que aparecen en la Tabla 8.19.

[207] La única excepción aplicada es en el caso del acero, por las razones argumentadas en el apartado 6.8.1.
[208] Esta hipótesis se considera conservadora, puesto que los envases de vidrio que entran en una MBT no suelen pasar al flujo de rechazos se destinan a la incineración.
[209] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.
[210] Dato estimado.

Tabla 8.20. Distancia de MBT a pre-tratamiento y reciclaje para cada material en el Sistema A[211]

MATERIAL	Distancia de transporte a pre-tratamiento y reciclaje (km)
Acero	110
Aluminio	295
PET	418
PEAD	257
Brik	144
Vidrio	100

8.2.8. Tratamiento de los residuos recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado

Los mecanismos y procesos asociados a la gestión de los residuos de envase recuperados por recogidas selectivas en el ámbito privado a las recogidas domiciliarias son muy diversos. Dentro de esta vía de recogida, se encuentran desde operadores independientes que realizan la recogida y seleccionan los materiales en algo similar a una planta de selección de envases, hasta operadores que recogen el material directamente de la fuente de forma muy limpia y llevan estos residuos de envase a los recicladores.

A efectos de imputar el impacto ambiental asociado a la preparación del material recuperado por recogidas selectivas en el ámbito privado a los SCRAP para ser enviado a pre-tratamiento, tratamiento (en el caso del vidrio) y/o a reciclaje, se ha imputado para cada uno de los materiales un impacto ambiental similar al de una planta de selección de envases manual con los inventarios desarrollados por el IAT (2012) para el proyecto FENIX. Sin embargo, se ha aplicado una efectividad de uno para todos los materiales recuperados; es decir, se considera que todo lo que entra en la planta sale como material recuperado, que no hay pérdidas.[212]

Para el **transporte de los materiales recuperados hasta las plantas de pre-tratamiento, tratamiento** (para el vidrio) **y /o reciclaje**, se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight, 17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[213] y las distancias promedio para cada material que aparecen en la Tabla 8.21, que son las mismas que para las PSE.

[211] Estas distancias promedio ponderadas fueron obtenidas en el marco del proyecto FENIX. Se utilizaron datos proporcionados por Ecoembes sobre el destino de los materiales recuperados en las plantas de TMB con las que Ecoembes tiene convenios. Conociendo las cantidades y las distancias desde cada una de estas plantas de TMB a los recicladores homologados, se ponderaron las distancias para los diferentes materiales.

[212] Esta hipótesis NO conservadora se ha aplicado por imposibilidad de conocer una efectividad promedio para este tipo de recogidas, debido a su heterogeneidad. Se ha aplicado tanto al Sistema A como al B para los residuos recogidos de forma selectiva a través de recogidas selectivas en ámbito privado.

[213] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

Tabla 8.21. Distancia del punto de recogida complementaria a pre-tratamiento, tratamiento (en el caso del vidrio) y reciclaje para cada material en el Sistema A[214].

MATERIAL	Distancia de transporte a pre-tratamiento, tratamiento y reciclaje (km)
Acero	129
Aluminio	335
PET	300
PEAD	237
Brik	310
Film	351
Plástico mezcla	299
Vidrio	100

8.2.9. Preparación para el reciclaje y procesos de reciclaje

El impacto ambiental asociado a los procesos de pre-tratamiento y reciclaje de los materiales recuperados de las PSE, de las plantas de TMB y también a través de recogidas selectivas en el ámbito privado se ha estimado utilizando los inventarios desarrollados en el marco del proyecto FENIX por el Instituto Tecnológico Metalmecánico para el tratamiento de los metales (AIMME 2012), el Instituto Tecnológico del Mueble, Madera, Embalaje y Afines para el reciclado del brik (AIDIMA, 2012), el Instituto Tecnológico del Plástico para el reciclado de los plásticos (AIMPLAS, 2012) y la Universidad San Jorge para el vidrio (USJ, 2012). Estos inventarios han sido actualizados también con la base de datos de GaBi 2016.

Para los plásticos y los metales, la información utilizada en los inventarios proviene principalmente de cuestionarios enviados a las empresas homologadas que gestionan los residuos recuperados a través de los SCRAP Ecoembes y Sociedade Ponto Verde (su homólogo en Portugal)[215]. Los inventarios incluyen el consumo de energía (electricidad, diésel y gas natural), el consumo de materiales auxiliares (sosa, aditivos y otros) y el consumo de agua. Como salida, se incluyen los rechazos y el agua residual. Adicionalmente, se ha incluido el transporte de los rechazos de los procesos de reciclaje a vertedero. Se ha considerado un camión promedio de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Lorry transport, Euro 0, 1, 2, 3, 4 mix, 22 t total weight,

[214] Como se ha comentado en las hipótesis (Apartado 8.1.4.), los kilómetros utilizados para el transporte del material recuperado a través de plantas de selección de envases, de recogidas selectivas en el ámbito privado y también a través de plantas de conteo y de plantas de acondicionamiento de envases, para las diferentes tipologías de materiales, se han considerado iguales en todos los casos. Éstos corresponden al promedio ponderado del material recuperado a través de las plantas de selección de envases de Ecoembes (las distancias de esta tabla son las mismas presentadas en la Tabla 8.17 para los materiales recuperados de PSE).

[215] De las 37 empresas homologadas para gestionar el material plástico de Ecoembes y Sociedade Ponto verde, un 24% (9 empresas) respondieron al cuestionario enviado del que se ha realizado el inventario. En el caso de los metales, sólo 4 empresas respondieron al cuestionario. El resto de datos del inventario han sido extraídos de la literatura y/o estimados en base al conocimiento técnico de AIMME sobre el reciclado de metales.

17,3 t max payload". El dato es representativo para el periodo 2007-2015. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[216] y una distancia promedio de 50 km[217] en todos los casos.

Para el vidrio, la información empleada para el tratamiento proviene de datos de una empresa con 3 plantas en España y del proceso tratamiento de vidrio de la base de datos Ecoinvent (Hischier, R., 2007). Los datos utilizados para inventario del tratamiento en cuanto a las entradas de materiales auxiliares y salidas (cantidades), han sido aportados por las empresas. Los datos que se han utilizado para el consumo de electricidad y aceites lubricantes son un promedio entre los datos de las empresas y Ecoinvent. En cuanto al proceso de reciclaje, los datos provienen de 11 empresas españolas pertenecientes a 2 consorcios diferentes.

En el caso de los metales, los inventarios están separados por las tecnologías de pre-tratamiento que se han detallado en el Apartado 6.6.1. Como se ha comentado en ese apartado, para el acero se ha considerado que el 30% de los residuos va a instalaciones donde sólo se acumula el material (recuperación); el 30% pasa por un proceso de recuperación y fragmentado y el 40% restante por un proceso de recuperación y desestañado. En el caso del aluminio, también el 30% pasa por instalaciones donde sólo se acumula el material, el 30% por un proceso de recuperación y fragmentado y el 40% restante por un proceso de recuperación y separación de metales.

Metales

Después del proceso de pre-tratamiento de los metales, éstos son enviados a una fundición con las tecnologías descritas en el Apartado 6.6. Los procesos que se han empleado para contabilizar el impacto ambiental de estas fundiciones son los desarrollados en el marco del proyecto FENIX por el Instituto Tecnológico Metalmecánico para el tratamiento de los metales (AIMME, 2012). El proceso de reciclado se considera que finaliza cuando se obtienen lingotes, de acero, o aluminio, que pueden ser reintroducidas en el proceso industrial.

Plásticos

Como se ha comentado al principio de este capítulo, en el caso de los plásticos, se han utilizado los inventarios desarrollados en el marco del proyecto FENIX por el Instituto Tecnológico del Plástico para el reciclado de los plásticos (AIMPLAS, 2012). Estos inventarios son específicos para el reciclado de los diferentes materiales considerados (PET, PEAD, Film y plástico mezcla) y consideran las tecnologías que se han descrito en el Apartado 6.6.

Brik

En el caso del brik, se ha utilizado un inventario específico desarrollado en el marco del proyecto FENIX para este material por el Instituto Tecnológico del Mueble, Madera, Embalaje y Afines (AIDIMA, 2012). Este inventario considera la recuperación del papel que forma parte del 75% en peso de la composición del envase.

[216] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

[217] Distancia estimada.

VidrioLa modelización del proceso de reciclado de vidrio es más complejo que los anteriores dado que, en la práctica, el proceso de reciclado y de fabricación de los nuevos productos es coincidente. Además, en este proceso se utilizan tanto materias primas vírgenes como vidrio reciclado. Para poder aislar y contabilizar el impacto ambiental asociado a este proceso, en el marco del proyecto FENIX, la Universidad San Jorge creó un proceso "virtual" de reciclado de vidrio como si todo el vidrio utilizado fuera vidrio reciclado, con su consecuente ahorro en el uso de agua y energía (USJ, 2012). Este es el inventario que se ha utilizado. En la Tabla 8.22 aparece un resumen de las cantidades que entran a los procesos de reciclaje.

Tabla 8.22. Residuos que entran a los procesos de tratamiento y reciclaje en el Sistema A (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio*
(t/año)	94.589	XXX	XXX	276.459	XXX	XXX	XXX	XXX	410.845	863.066

**No se contabiliza aquí el vidrio recuperado en el proceso de incineración que es utilizado como relleno en el sector de la construcción (72.421 toneladas). Sólo se considera el vidrio que entra en el proceso industrial de fabricación de envases.*

EFECTIVIDADES DE RECUPERACIÓN

En cuanto a las efectividades de recuperación de los materiales en sus respectivos procesos de reciclaje, cabe decir que no se han utilizado las efectividades promedio incluidas en los inventarios disponibles[218]. En su lugar, se han utilizado unas "efectividades teóricas" asociadas a la calidad del material de entrada a la planta[219]. Para el material procedente de las PSE y de las plantas de TMB, se han utilizado las especificaciones técnicas del material recuperado de este tipo de plantas de Ecoembes. Para el material recuperado a través de las recogidas selectivas en el ámbito privado se ha utilizado una efectividad de 1. En la Tabla 8.23, se recogen las efectividades de recuperación empleadas para los diferentes materiales y procesos.

[218] Las efectividades de los inventarios de FENIX correspondían al año 2010. Fueron obtenidas a partir de cuestionarios enviados a empresas y eran representativas de un promedio de materiales procedentes de diferentes fuentes (PSE, TMB, complementarias…).

[219] Las "efectividades teóricas" aplicadas en ARIADNA están marcadas por mecanismos de mercado. Las especificaciones técnicas de las balas a la salida de las plantas corresponden al mínimo de calidad aceptada por los recicladores (que controlan la calidad del material y lo devuelven si no cumple los mínimos). En el caso del SDDR se ha tomado la decisión más conservadora posible tomando el 100% de efectividad. La decisión sobre las efectividades aplicadas al proyecto fue avalada por el PPI.

Tabla 8.23. Efectividades de recuperación en los procesos de reciclaje consideradas en función del origen y calidad del material en el Sistema A

MATERIAL	PSE	MBT	Recogidas Selec. en el ámbito privado
Acero	0,9	0,8	1
Aluminio	0,9	0,8	1
PET	0,955	0,92	1
PEAD	0,9	0,85	1
Brik	0,95	0,95	1
Film	0,82	-	1
Plástico mezcla	0,8	-	1
Vidrio	1	1	1

GESTIÓN DE LOS RESIDUOS

En los procesos de reciclado se ha considerado que los residuos de los procesos de reciclaje que son enviados a un vertedero controlado de RSU son las mermas del proceso, dado que subproductos como tapones, papel y otros elementos son recuperados en el propio proceso y reciclados en las instalaciones correspondientes. Su impacto ambiental por material es similar al descrito en el Apartado 8.2.11.

8.2.10. Valorización energética

Para contabilizar el impacto ambiental asociado a la valorización energética de los materiales, se han utilizado los inventarios desarrollados en el marco del proyecto FENIX por la Unidad de Sostenibilidad de la Producción de Cantabria (SOSPROCAN) de la Universidad de Cantabria (UC-SOSPROCAN, 2012), actualizados con la base de datos de GaBi 2016.

Los inventarios han sido desarrollados a partir de la información facilitada por la Asociación de Empresas de Valorización Energética (AEVERSU), de caracterizaciones de entradas a estas plantas facilitadas por Ecoembes y de la información contenida en las Autorizaciones Ambientales Integradas de las plantas. Se trata de inventarios específicos para los diferentes materiales de envases (PET, PEAD, Film, plástico mezcla, acero, aluminio y vidrio), que han sido desarrollados a partir de las fuentes de datos mencionadas, aplicando los procesos de asignación de cargas particulares para el proceso de incineración que se describen en el Apartado 8.1.6. En el caso de los plásticos y el brik se considera también como salida del proceso la energía recuperada en forma de electricidad por la quema de estos materiales. Esta electricidad es contabilizada en el apartado de créditos (Apartado 8.2.12). Se puede obtener más información sobre los datos los modelos en la tesis doctoral de Margallo, M., 2014.

En la Tabla 8.24, se detallan las cantidades de entrada de los diferentes materiales de envase que son incineradas y su procedencia. También se detallan las toneladas de materiales que son valorizadas energéticamente y las que son recuperadas en forma de material.

Tabla 8.24. Balance de materia del proceso de incineración en el Sistema A (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
ENTRADAS	***9.255***	*XXX*	*XXX*	**25.302**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**60.324**	***84.829***
RSU Directo a incinerar	4.629	*XXX*	*XXX*	**20.836**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**27.972**	47.919
Rechazo PSE	1.742	*XXX*	*XXX*	**1.026**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**9.845**	1.514
Rechazo MBT	2.884	*XXX*	*XXX*	**3.440**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**22.506**	35.396
Efectividad	***1,00***	*XXX*	*XXX*	***0,94***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***1,00***	***0,85***
Recuperación material	0	*XXX*	*XXX*	**23.721**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**0**	72.421
Valorización energética	9.255	*XXX*	*XXX*	**0**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**60.324**	0
Rechazo (no recuperado)	0	*XXX*	*XXX*	**1.581**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	**0**	12.408

8.2.11. Vertido

Para contabilizar el impacto ambiental asociado al vertido de los residuos de envases incluidos en el estudio, se han utilizado los inventarios desarrollados en el marco del proyecto FENIX por la Universidad de Santiago de Compostela (USC, 2012), actualizados con la base de datos de GaBi 2016.

A diferencia que el resto de instalaciones de clasificación y tratamiento que se han presentado hasta ahora, un vertedero de residuos tiene la particularidad de que las emisiones resultantes de los procesos de descomposición que tienen lugar en su interior y, por lo tanto, su impactos ambientales, no se limitan a un momento determinado en el tiempo sino que se van emitiendo a lo largo de un período infinito de tiempo (Camobreco et al., 1999). Los procesos de degradación de residuos en un vertedero se llevan a cabo en un ambiente anaeróbico, sin presencia de oxígeno, y las emisiones resultantes se producen en formato líquido (lixiviados) y gaseoso (gas de vertedero).

Los inventarios desarrollados se basan en datos experimentales[220] y en encuestas realizadas a diferentes vertederos[221] que han sido completados con datos bibliográficos, buscando una representatividad tecnológica y geográfica. Son específicos para los diferentes materiales de envase (PET, PEAD, Film, plástico mezcla, acero, aluminio y vidrio) y han sido elaborados a partir de las fuentes de datos mencionadas, aplicando los procesos de asignación de cargas particulares para el proceso de vertido que se describen en el Apartado 8.1.6. Son inventarios específicos y adaptados a las condiciones climáticas y tecnológicas de España. Se puede encontrar más detalle del modelo desarrollado y de sus asunciones en el artículo científico de

[220] De tres vertederos en España.

[221] 21 adicionales a los 3 de los que se disponía de datos experimentales.

Camba et al., 2014. En la Tabla 8.25, se detallan las cantidades de entrada de los diferentes materiales de envase que son vertidas y su procedencia.

Tabla 8.25. Balance de materia del proceso de vertido en el Sistema A (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
ENTRADAS	***29.152***	*XXX*	*XXX*	**53.561**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***195.736***	***410.043***
RSU Directo a incinerar	6.871	*XXX*	*XXX*	**30.925**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***41.517***	71.122
Rechazo PSE	9.143	*XXX*	*XXX*	**5.385**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***51.692***	7.947
Rechazo MBT	13.137	*XXX*	*XXX*	**15.669**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***102.526***	318.566
Rechazo incineradora	0	*XXX*	*XXX*	**1.581**	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***0***	12.408

8.2.12. Crédito ambiental

Como se ha comentado en detalle en el Apartado 8.1.5, dado que los materiales y la energía recuperados en el sistema de estudio añaden funciones adicionales a la de tratamiento y gestión de residuos, se ha optado por realizar lo que se denomina una “expansión del sistema”. Esto supone incluir (restar) el impacto asociado a la obtención de estos materiales o energía de fuentes de producción alternativas.

En el caso de la energía, se ha optado por utilizar el procedimiento habitual recomendado por la ILCD (2010), que es el de considerar el mix de producción de electricidad, si no se conoce con certeza la fuente de energía que realmente se está desplazando por el hecho de introducir esta energía recuperada en la red. Este mismo mix eléctrico es el que sugiere utilizar la guía específica de ACV de residuos del (JRC, 2011) para la energía eléctrica recuperada de los procesos de incineración. Así, se ha utilizado el mix de producción eléctrica de España de la base de datos de GaBi 2016, representativo para el período 2012-2018.

El crédito asociado a la recuperación de electricidad por la valorización energética de los materiales se ha contabilizado considerando que se desplaza el mix de electricidad de España “ES: Electricity grid mix”, representativo de una tecnología promedio de producción para el período 2012-2018.

En el caso de los materiales, existen varias alternativas:

- La mayoría de estudios consideran una sustitución 1:1 entre los materiales reciclados y los vírgenes. Es decir, por cada tonelada de PEAD recuperado, por ejemplo, se considera que se está evitando la producción de una tonelada de PEAD virgen. Esto, implícitamente, también supone que la calidad del material recuperado y del virgen es la misma.
- Algunos autores han realizado estudios analizando los efectos de modificar el porcentaje de material virgen que realmente es sustituido (ej. Gentil et al., 2009; Rigamonti et al., 2009).
- Una tesis doctoral más reciente, elaborada en el marco del proyecto FENIX, cuestiona esta sustitución 1:1 y plantea un método alternativo para contabilizar el crédito ambiental, teniendo en cuenta dos variables: la cantidad de material que es

efectivamente sustituida – estimada a través del mix de consumo de material virgen/reciclado utilizado en el mercado - y la calidad del material que se obtiene – estimada a través de un factor de calidad) (Bala A., 2015(a)).

Esta última alternativa es la que se ha usado en este proyecto. El crédito ambiental asociado a los materiales recuperados se ha calculado mediante la siguiente fórmula:

Impacto evitado = x * REC + (1-x) * Q * VIR

Donde:

- x = proporción de material reciclado en el mix del mercado
- (1-x) = proporción de material virgen en el mix del mercado
- Q = factor de calidad del material reciclado vs. el *virgin* (Q ≤ 1)
- REC = impacto ambiental del proceso de reciclado (1 tonelada de material reciclado a la salida)
- VIR = impacto ambiental del proceso de producción del material virgen (1 tonelada de material a la salida)

Los mixes de consumo de material virgen/reciclado para cada material se detallan en la Tabla 8.26, y en la Tabla 8.27 aparecen los factores de calidad (Q) empleados en cada caso. En esta tabla se ha incluido también el cálculo del factor de calidad total que se está aplicando para cada material, al sumar el efecto del Factor Q con la corrección de calidad del material de entrada al proceso de reciclaje descrito en la Tabla *8.23* el Apartado 8.2.9.

Tabla 8.26. Mixes de consumo de materiales vírgenes/reciclados utilizados[222].

Material	% Virgen	% Reciclado	Fuente
Aluminio*	63	37	Calculado de EEA, 2011
Acero	50	50	EUROFER, 2014
Vidrio	55	45	Roldán & Pino, 2012
Brik	57	43	Calculado de CEPI, 2010
Plásticos**	100	0	Estimado

Nota: * En el caso del aluminio utilizado en el sector del *packaging*, los porcentajes son 25% virgen y 75% reciclado; ** En el caso del plástico es muy difícil obtener datos sobre el porcentaje de plástico virgen y reciclado. Se ha considerado (como opción conservadora) que el 100% sustituye a material virgen.

[222] Fuente: Bala A., 2015(a).

Tabla 8.27. Factores de calidad de los diferentes materiales.

		Corrección de calidad total aplicada[223]		
MATERIAL	Factor Q[224]	PSE	MBT	Recogidas Selec. en el Ámbito Privado
Acero	1	0,90	0,80	1,00
Aluminio	1	0,90	0,80	1,00
PET	0,91	0,87	0,84	0,91
PEAD	0,79	0,71	0,67	0,79
Brik	1	0,95	0,95	1,00
Film	0,59	0,48		0,59
Plástico mezcla	0,48	0,38		0,48
Vidrio	1	1,00	1,00	1,00

En cuanto al crédito asociado a la recuperación de los materiales, para el porcentaje de desplazamiento del material reciclado, se han usado los mismos inventarios que los utilizados para el reciclado de los materiales derivados del proyecto FENIX que se han descrito en los apartados anteriores. En cuanto al impacto ahorrado por el material virgen desplazado, se han usado los inventarios que se detallan a continuación:

Metales

Para el acero, se ha utilizado el proceso de la base de datos de GaBi " DE: Steel sheet HDG, Route - Flat C-steel|production mix, at plant|Steel sheet 0.75mm HDG (0.01mm Zn; 1side)", representativo de una tecnología promedio para el período 2015-2018.

Para el aluminio, se ha utilizado el proceso de la base de datos de GaBi "EU-27: Aluminium ingot mix primary production|consumption mix", representativo de una tecnología promedio para el período 2015-2018.

Brik

Para el brik, se ha utilizado, para la parte de papel que se recicla, el proceso de la base de datos de Ecoinvent "RER: kraft paper production, bleached", representativo de una tecnología promedio para el año 2015.

[223] El factor de calidad total aplicado resulta de multiplicar los valores de la Tabla 8.23 con el Factor Q de la primera columna. Esta es virtualmente la diferencia de calidad que se está aplicando a los materiales en función de su procedencia para el sistema A.

[224] Datos extraídos del informe del grupo POLCA-UPM, 2014.

Plásticos

Para el Film, se ha utilizado el proceso de la base de datos de GaBi "EU-27: Polyethylene Linear Low Density Granulate (LLDPE/PE-LLD)", representativo de una tecnología promedio para el período 2015-2018.

Para el PET, se ha utilizado el proceso de la base de datos de GaBi "DE: Polyethylene terephthalate granulate (PET via DMT), representativo de una tecnología promedio para el período 2015-2018.

Para el PEAD, se ha utilizado el proceso de la base de datos de GaBi "DE: Polyethylene High Density Granulate (HDPE/PE-HD)", representativo de una tecnología promedio para el período 2015-2018.

Para el plástico mezcla, se ha utilizado el proceso de la base de datos de GaBi "RER: Polypropylene granulate (PP)[225]", representativo de una tecnología promedio para el período 2015-2018.

Vidrio

Para el vidrio, se ha utilizado el ICV desarrollado por la Universidad San Jorge en el marco del proyecto FENIX (USJ, 2012), actualizado con la base de datos de GaBi de 2016. Es representativo de la fabricación de vidrio en España para el año 2012, realizado con datos de 11 empresas españolas.

8.3. Inventario ambiental de los envases recogidos mediante SDDR en el SISTEMA B

El inventario del Sistema B para el Flujo 1 incluye los siguientes procesos, cada uno de los cuales se trata en un apartado específico:

- Distribución por canales de recogida
- Recepción manual
- Recepción automática
- Recogida y transporte
- Planta de conteo
- Planta de acondicionamiento de envases
- Planta de tratamiento de vidrio
- Preparación para el reciclaje y procesos de reciclaje
- Crédito ambiental

[225] Se ha seleccionado este material puesto que es mayoritario presente en la fracción de plástico mix, según comunicación personal por parte de Ecoembes en el marco del proyecto FENIX.

8.3.1. Distribución por canales de recogida

A continuación, se detalla la distribución por canales de recogidas en el Sistema B. Esta se ha calculado de forma conjunta para los envases que son recuperados mediante SDDR y para los que son recuperados mediante el resto de vías asociadas al SCRAP.

La metodología empleada para calcular la distribución por canal de recogida se ha detallado en el Apartado 6.8, por lo que en este apartado sólo se presentan los resultados. En las Tablas 8.28 y 8.29 aparecen los resultados de distribución por canal de recogida en valores absolutos (t/año) y relativos.

Tabla 8.28. Cantidad recogida por cada canal de recogida en el Sistema B (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	TOTAL EELL	TOTAL VIDRIO	TOTAL
Selectiva Verde	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Selectiva amarillo	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Selectiva en el Ámbito Privado	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Recogida Selectiva	67.430	XXX	XXX	58.947	XXX	XXX	XXX	XXX	288.025	414.401	56.125	470.526
Recogida en masa	42.206	XXX	XXX	121.921	XXX	XXX	XXX	XXX	254.277	418.404	186.254	604.658
SDDR	23.427	XXX	XXX	149.405	XXX	XXX	XXX	XXX	124.904	297.736	983.390	1.281.126
Littering	320	XXX	XXX	289	XXX	XXX	XXX	XXX	2.285	2.894	1.419	4.313
TOTAL	**133.383**	XXX	XXX	**330.561**	XXX	XXX	XXX	XXX	**669.492**	**1.133.435**	**1.367.285**	**2.500.720**

Tabla 8.29. Porcentaje de distribución por cada canal de recogida en el Sistema B (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	TOTAL EELL	TOTAL VIDRIO	TOTAL
Selectiva Verde											XXX	XXX
Selectiva amarillo	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Selectiva en el Ámbito Privado	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Recogida selectiva	50,6%	XXX	XXX	17,8%	XXX	XXX	XXX	XXX	43,0%	36,6%	14,4%	24,4%
Recogida en masa	31,6%	XXX	XXX	36,9%	XXX	XXX	XXX	XXX	38,0%	36,9%	13,6%	24,2%
SDDR	17,6%	XXX	XXX	45,2%	XXX	XXX	XXX	XXX	18,7%	26,3%	71,9%	51,2%
Littering	0,2%	XXX	XXX	0,1%	XXX	XXX	XXX	XXX	0,3%	0,3%	0,1%	0,2%
TOTAL	**100,00%**	XXX	XXX	**100,00%**	XXX	XXX	XXX	XXX	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**

En los apartados siguientes de este inventario, sólo se incluyen aquellos procesos que seguirán los residuos recuperados mediante un SDDR. Con una tasa de retorno del 90%, este inventario corresponde al 90% de los residuos de envase del Flujo 1.

8.3.2. Recepción manual

Como se ha comentado en el Capítulo 7, la recepción manual de los envases sujetos a SDDR supone el uso de unas bolsas de plástico en el caso de los EELL y de unas cajas de plástico para las botellas de vidrio – en dos formatos: uno para botellas con capacidad igual o menor a medio litro y otros para botellas de capacidad superior a medio litro – que, una vez llenas, serán recogidas en los establecimientos por las empresas de recogida. Las características técnicas de estas bolsas y cajas se describen en el Apartado 7.2.2.

El número de bolsas y de cajas se ha calculado por tipo de establecimiento a partir del modelo de dimensionamiento del SDDR descrito en el Capítulo 7. El total de bolsas de un solo uso necesarias para la unidad funcional de referencia es **31.260.812 unidades de bolsas con un peso de 0,350 kg/unidad**. En cuanto a las cajas de plástico para el almacenamiento de las botellas de vidrio, el número de unidades calculado necesario es de **4.569.934 unidades de cajas de plástico[226] con un peso promedio de 2,227 kg/unidad**. El procedimiento de cálculo y las asunciones tomadas se detallan en el Apartado 7.2.

El **impacto ambiental asociado a las bolsas** se ha estimado utilizando el proceso de fabricación del film de polietileno de la base de datos de GaBi, "DE: Polyethylene Film (PE-LD) without additives ts", que considera la fabricación de film con una densidad entre 0,91 y 0,96 g/cm^3. Se trata de un proceso representativo de una tecnología mixta de fabricación que incluye los procesos de polimerización del etileno y el de extrusión y calandrado. El dato es representativo para el período 2015-2018. Se ha incluido también el transporte de las bolsas a su destino de gestión una vez finalizada su vida útil cuando llegan a las plantas de conteo. Se ha utilizado el camión de la base de datos de GaBi "Truck technology mix, diésel driven, Euro 3, cargo|12-14 t total cap. / 9,3t payload capacity" con una distancia promedio de 100 km[227] y un porcentaje de carga del 85%[228]. Se ha incluido también el impacto asociado a la obtención del diésel necesario, utilizando el proceso de la base de datos de GaBi "EU-27: Diesel mix, at refinery", representativo para el período 2012-2018.

El **impacto ambiental asociado a cajas de plástico** se ha estimado utilizando el proceso de obtención del PEAD de la base de datos de GaBi "RER: Polyethylene high density granulate (PE-HD)", que considera una tecnología promedio de producción y es representativo para el período

[226] Tal y como se ha especificado en el apartado 7.2.1, la vida útil que se ha considerado para estas cajas es de 10 años.

[227] Dato estimado.

[228] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

de 1999-2009. Se ha considerado también la inyección de las cajas con el proceso "EU-25: HDPE injection moulding PlasticsEurope", un dato proporcionado por Plastics Europe representativo para el año 2011. Se han incluido también la obtención de los materiales, la energía y procesos auxiliares del proceso de inyección de la base de datos de GaBi. En particular se han usado los procesos "GLO: Compresssed air 7 bar (low power consumption", representativo de la tecnología más común empleada para el período 2012-2018; el mix de electricidad de España "ES: Electricity grid mix", representativo de una tecnología promedio de producción para el período 2012-2018; la obtención de Film de polietileno "RER: Polyethylene film (PE-LD) PlasticsEurope", representativo de la tecnología más común empleada para el período 2005-2012; la obtención de polioximetileno granulado "DE: Polyoxymethylene granulate (POM)", representativo de una tecnología promedio de producción para el período 2015-2018; la producción de poliestireno granulado "DE: Polystyrene granulate (PS) mix", representativo de una tecnología promedio de producción para el período 2015-2018; y el proceso de obtención de agua de proceso "EU-27: Process water", basado en las tecnologías de uso más comunes en Europa y representativo para el período 2015-2018.

Se ha incluido también el transporte de las cajas a su destino de gestión una vez finalizada su vida útil. Se ha utilizado el camión de la base de datos de GaBi "Truck technology mix, diésel driven, Euro 3, cargo|12-14 t total cap. / 9,3t payload capacity" con una distancia promedio de 100 km[229] y un porcentaje de carga del 85%[230]. Se ha incluido también el impacto asociado a la obtención del diesel necesario utilizando el proceso de la base de datos de GaBi "EU-27: Diesel mix, at refinery", representativo para el período 2012-2018.

8.3.3. Recepción automática

La recepción automática de los envases supone el uso de determinadas tipologías y/o configuraciones de máquinas específicas para los distintos establecimientos. Éstas han sido explicadas de forma detallada en el Capítulo 7 y calculadas en función del método de dimensionamiento y los parámetros que se detallan en el mismo capítulo. En este apartado, se detallan el número de máquinas empleadas y cómo se ha contabilizado su impacto ambiental.

Las características de las máquinas y las unidades de cada tipología se pueden consultar en la Tabla 8.30.

[229] Dato estimado.

[230] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

Tabla 8.30. Cantidad y características básicas de las máquinas de retorno empleadas.

Tipología/configuración de máquina	Peso (kg)	Potencia en reposo (W)	Potencia en uso (W)	Unidades
2 Front (T-820) + 2 back	994	220	2170	90
2 Front (T-820) + 3 back	1344	270	2970	733
2 Front (T-820) + 1 back	644	170	1370	553
T-63 Dual Cabinet	390	50	1600	23.813
T-63 Single Cabinet	370	50	500	13.562
			TOTAL	**38.752**

No se han obtenido podido obtener los datos de necesarios para poder calcular el **impacto ambiental de los modelos de máquinas** empleados en el estudio. Su impacto ambiental se ha estimado utilizando la base de datos Input-Output FORWAST[231], de la que se ha obtenido un inventario agregado del impacto ambiental asociado a la producción de 1 kg de maquinaria en Europa (ver Anexo 8.6). Este inventario se ha aplicado a las **15.737 t de máquinas**[232].

A partir de los datos de potencia recogidos en la Tabla 8.30, considerando unas horas de uso por establecimiento de (10 horas al día x 313 días al año) y un porcentaje en uso y reposo de las máquinas promedio del 18,10% en uso y el 81,90% en reposo[233], se ha determinado el **consumo eléctrico** anual de las máquinas, que corresponde a **32.787.601 kWh**[234]. El impacto ambiental de esta electricidad se ha calculado utilizando el mix de producción de electricidad para España de la base de datos de GaBi "ES: Electricity grid mix", correspondiente a una tecnología promedio de producción y representativo para el período 2012-2018.

En cuanto a los consumibles de las máquinas, se ha contabilizado el impacto ambiental asociado a las cajas de cartón y a las bolsas de plástico empleadas dentro de las máquinas para recepcionar los envases. En el Capítulo 7 (Apartado 7.3.2), se detalla cómo se ha estimado el número de cada una de ellas que se recoge en la Tabla 8.31.

Tabla 8.31. Cantidad de bolsas y cajas necesarias para las máquinas de retorno.

Tipo de consumible	Unidades	Peso unitario (kg)	Peso total (kg)
Cajas de cartón de 1m3	492.556	7,2	3.546.403
Cajas de cartón de 0,5 m3	4.854.884	3,5	16.992.094
Bolsas de PEBD	14.470.612	0,35	5.064.714,20

[231] La primera versión de la base de datos input-output FORWAST se creó como parte del proyecto FORWAST de la UE FP6 que se finalizó en 2010 (http://forwast.brgm.fr/). Como parte del proyecto, se desarrollaron modelos IO ambientalmente extendidos para todos los países de la UE27. Esto se agregó a un modelo IO-EU27. Está base de datos está disponible en el software de ACV SimaPro. La metodología de cómo se ha creado el modelo está descrita por Schmidt, 2010.

[232] Para estas máquinas se ha considerado una vida útil de 7 años.

[233] Estos porcentajes se han calculado a partir del número de máquinas necesario por establecimiento para cubrir las necesidades en horas pico. Para más detalles consultar el Apartado 7.5.3.

[234] No se ha considerado el impacto ambiental asociado a las líneas de datos – Internet-.

El **impacto ambiental asociado a las bolsas** es el mismo que para las bolsas de recogida manual descrito en el Apartado 8.3.2. Se ha estimado utilizando el proceso de fabricación del film de polietileno de la base de datos de GaBi, "DE: Polyethylene Film (PE-LD) without additives ts", que considera la fabricación de film con una densidad entre 0,91 y 0,96 g/cm3. Se trata de un proceso representativo de una tecnología mixta de fabricación que incluye los procesos de polimerización del etileno y el de extrusión y calandrado. El dato es representativo para el período 2015-2018. Se ha incluido también el transporte de las bolsas a su destino de gestión una vez finalizada su vida útil cuando llegan a las plantas de conteo. Se ha utilizado el camión de la base de datos de GaBi "Truck technology mix, diésel driven, Euro 3, cargo|12-14 t total cap. / 9,3t payload capacity" con una distancia promedio de 100 km[235] y un porcentaje de carga del 85%[236]. Se ha incluido también el impacto asociado a la obtención del diesel necesario utilizando el proceso de la base de datos de GaBi "EU-27: Diesel mix, at refinery", representativo para el período 2012-2018.

El **impacto ambiental de las cajas de cartón** se ha estimado utilizando el inventario ambiental de la Asociación Europea de Fabricantes de Productos de Cartón Corrugado (FEFCO) incluido en la base de datos de GaBi "EU-25: Corrugated board boxes, technology mix|production mix, at plant|16,6 % primary fibre, 83,4 % recycled fibre", representativo de una tecnología de producción promedio para el período 2002-2009.

8.3.4. Recogida y transporte

Para calcular el impacto ambiental asociado a la recogida y transporte de los envases del SDDR se ha utilizado el modelo de cálculo descrito el en Capítulo 7 (Apartado 7.7.2), similar al modelo de recogida desarrollado en el marco del proyecto FENIX y empleado para la recogida selectiva de los envases a través de los SCRAP.

En la Tabla 8.32, se detallan las toneladas de envases que se recogen por vía manual y por vía automática, así como su porcentaje de distribución. En la Tabla 8.33, se detallan para la recogida automática las toneladas totales y los porcentajes de distribución de cada uno de los modelos de recogida descritos en el capítulo 7 (CA, CB, CC y CD).

Tabla 8.32. Cantidad absoluta y relativa de envases recogidos de forma manual y automática en el SDDR

	Valores absolutos (toneladas)		Valores relativos	
	EELL	VIDRIO	EELL	VIDRIO
Auto	151.280	438.149	50,81%	44,55%
Manual	146.455	545.241	49,19%	55,45%
Total	297.736	983.390	100,00%	100,00%

[235] Dato estimado.

[236] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

Tabla 8.33. Cantidad absoluta y relativa de envases recogidos de forma automática por los diferentes modelos de recogida en el SDDR

	Valores absolutos (kg)		Valores relativos	
Modelo de recogida	EELL	VIDRIO	EELL	VIDRIO
CA	3.110	10.328	2,06%	2,36%
CB	15.290	44.503	10,11%	10,16%
CC	48.970	140.298	32,37%	32,02%
CD	83.910	243.020	55,47%	55,47%
Total automático	***151.280***	***438.149***	***100,00%***	***100,00%***

RECOGIDA AUTOMÁTICA

En la Tabla 8.34, se detalla el tipo de camión, y las distancias y porcentajes de carga promedio resultantes del modelo de recogida y transporte desarrollado y descrito en el Capítulo 7 (Apartado 7.7.2).

Tabla 8.34. Tipo de camión, distancia y porcentaje de carga promedio por modelo de recogida automática del SDDR

		Distancia promedio (km)		Porcentaje de carga promedio (en peso)	
Modelo de recogida	**Tipo de camión**	**EELL**	**VIDRIO**	**EELL**	**VIDRIO**
CA	Tráiler 9,3 t	107	92	5,1	12,2
CB (1)	Tráiler 9,3 t	59	60	4,3	11,6
CB (2)	Tráiler 22 t	15	15	10,0	37,0
CC	Camión 5 t	111	140	6,9	22,7
CD	Camión 5 t	124	136	6,4	21,6

Nota: CB (1): Distancia de súper a centro logístico; CB (2): Distancia de centro logístico a centro de acondicionamiento de los envases.

RECOGIDA MANUAL

En la Tabla 8.35 se detalla el tipo de camión, y las distancias y porcentajes de carga promedio resultantes del modelo de recogida y transporte desarrollado y descrito en el Capítulo 7 (Apartado 7.7.2).

Tabla 8.35. Tipo de camión, distancia y porcentaje de carga promedio por modelo de recogida manual del SDDR

		Distancia promedio (km)		Porcentaje de carga promedio (en peso)	
Modelo de recogida	**Tipo de camión**	**EELL**	**VIDRIO**	**EELL**	**VIDRIO**
CE-EELL	Tráiler 3,5 t	143	-	0,014	-
CE-Vidrio	Camión 5 t	-	93	-	0,086

8.3.5. Planta de conteo

El **impacto ambiental asociado a las plantas de conteo** del material del SDDR recogido de forma manual se ha estimado a partir de la cantidad y la potencia de los equipos necesarios para el proceso, así como de las características de operación de la planta. Se ha partido del supuesto que en cada planta de conteo hay tres máquinas de conteo, con los equipos que se detallan en la Tabla 8.36[237].

Para el cálculo de las horas de funcionamiento de trabajo, se han considerado 2 turnos de trabajo de 7 horas cada uno, que la planta trabaja 351 días al año y una velocidad de conteo de envases de 200 envases/minuto[238]. De manera conservadora, no se ha considerado el efecto de la indisponibilidad de líneas por imprevistos ni la pérdida de tiempo posible entre el recuento de los envases de una bolsa y otra.

Tabla 8.36. Equipos y potencia para la configuración de plantas de conteo.

		Unidades	Potencia kW/ unidad	Potencia instalada kW
Equipos fijos	Máquina de conteo	3	2,2	6,6
	Cinta transportadora (m)	-	-	25,98
	Bascula Plataforma 30 Tm	1	1,5	1,5
	Silos 25 m3 (PET+PEAD+brik+vidrio+metal)	5	2,00	10
	Pinchabotellas	1	2,00	2
	Prensa multimaterial	1	36	36
	Prensa metales	1	18	18
	Separador magnético	1	5,5	5,5
	Foucault (separador inductor)	1	7	7

Con los datos de la Tabla 8.36, considerando las horas de funcionamiento (4.914 h) y aplicando un rendimiento del 75% de los equipos, se obtiene que el **consumo energético de 29,3 kWh/tonelada tratada** que, multiplicado por el total de toneladas tratadas (691.696 t), da un **total de 20.266.698 kWh/año.**

El impacto ambiental de esta electricidad se ha calculado utilizado el mix de producción de electricidad para España de la base de datos de GaBi "ES: Electricity grid mix", correspondiente a una tecnología promedio de producción y representativo para el período 2012-2018.

[237] Los datos utilizados son un promedio de diferentes catálogos de fabricantes para este tipo de maquinaria (ver Anexo 8.3).

[238] Dato aportado por el fabricante Anker-andersen. http://anker-andersen.dk/media/26665/hlz%20dd%20g%20c%200814.pdf.

8.3.6. Planta de acondicionamiento de envases

Tal y como se ha detallado en el Capítulo 7 (Apartado 7.9), desde el punto de vista económico, se ha considerado que el 50% del material del SDDR recogido de forma automática se gestionará en la red de plantas de selección de envases existente. El otro 50% se gestionará en plantas de nueva creación (ver su descripción en el mismo apartado). Sin embargo, a nivel ambiental no se ha diferenciado entre estos dos tipos de instalaciones.

El **impacto ambiental asociado al acondicionamiento de los envases de SDDR recogidos de forma automática** se ha estimado a partir de los datos del consumo de plantas de selección automáticas aportado por el IAT (2012) en el marco del proyecto FENIX. Según los datos de inventario de este proceso, una planta de selección automática tiene un consumo de 50,8 kWh/t. Puesto que las plantas de selección de envases disponen de equipos que no requiere la gestión de residuos de los envases recogidos mediantes SDDR (en particular el tratamiento primario, el tromel y el abridor de bolsas – al considerarse que esto se puede realizar de forma manual), de manera conservadora, se ha corregido el consumo de 50,8 kWh/t teniendo en cuenta que el 19,72% [239]de la potencia instalada no sería necesaria, o lo que es lo mismo, asignándole sólo el 80,28% del consumo de energía, lo que supone un **consumo de 40,78 kWh/t** que, multiplicado por el total de toneladas tratadas (151.280[240]) da un total de **6.169.212 kWh/año**. El impacto ambiental de esta electricidad se ha calculado utilizado el mix de producción de electricidad para España de la base de datos de GaBi "ES: Electricity grid mix", correspondiente a una tecnología promedio de producción y representativo para el período 2012-2018.

8.3.7. Planta de tratamiento de vidrio

Los inventarios utilizados para calcular el impacto ambiental asociado al tratamiento del vidrio son los mismos que los empleados en el Sistema A. También en este caso se ha considerado que el 100% del rechazo va directo a vertedero.

En la Tabla 8.37, se presenta un cuadro resumen con las entradas y las salidas de este proceso. En las entradas, se incluye sólo el vidrio recuperado mediante SDDR. Igual que en el Sistema A, se ha considerado que todas las toneladas recogidas tienen asociado este proceso y, por lo tanto, este impacto ambiental, independientemente de que el proceso se lleve a cabo en plantas de tratamiento especializadas o bien en las propias vidrieras.

[239] Para realizar este cálculo se ha partido de los datos del inventario de Plantas de Selección de Envases elaborado por el IAT (2012) en el marco del proyecto FENIX para este tipo de instalaciones. En él se especifica el porcentaje de potencia instalada que representan los diferentes equipos que componen la planta. Para obtener el 19,72% se ha sumado el porcentaje del tratamiento primario en cabina (0,49%), el del abridor de bolsas (4,43%) y el del tromel (14,80%), que son los equipos que se considera no serían necesarios para gestionar el residuo de SDDR automática.

[240] Cabe mencionar que en estas toneladas no se incluye el vidrio, puesto que se ha supuesto que éste es enviado directamente al tratamiento o al reciclador sin paso por este tipo de plantas.

Tabla 8.37. Resumen del balance de materia de PTV para el Flujo 1 en el Sistema B (t/año).

	Vidrio
Entrada	983.390
Salida	963.722
Efectividad	***0,98***
Rechazo a vertedero	19.668

8.3.8. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje

Los inventarios de procesos que se han utilizado para calcular el impacto ambiental asociado a los procesos de pre-tratamiento de acero y aluminio y de reciclaje de acero, aluminio, PET, PEAD, brik y vidrio recuperados mediante SDDR que se han considerado son los mismos que para la Situación A.

En la Tabla 8.38 aparece un resumen de las cantidades que entran a los procesos de reciclaje.

Tabla 8.38. Residuos que entran a los procesos de pre-tratamiento y reciclaje en el Sistema B, procedentes del SDDR (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
(t/año)	23.427	XXX	XXX	149.405	XXX	XXX	XXX	XXX	124.904	983.390

EFECTIVIDADES DE RECUPERACIÓN

Las "efectividades teóricas" de recuperación de los materiales recogidos mediante SDDR que se han considerado se recogen en la Tabla 8.39.

Tabla 8.39. Efectividades de recuperación en los procesos de reciclaje consideradas para los materiales recuperados mediantes SDDR en el Sistema B.

MATERIAL	SDDR
Acero	1
Aluminio	1
PET	1
PEAD	1
Brik	1
Film	1
Plástico mezcla	1
Vidrio	1

8.3.9. Crédito ambiental

El procedimiento de cálculo, los valores para los mix de producción virgen-reciclado y los factores de calidad Q aplicados para calcular el impacto ambiental ahorrado son los mismos que

en el Sistema A. En la Tabla 8.41 se detalla el factor Q aplicado en cada caso y el factor de corrección de la calidad total aplicado.

Tabla 8.40. Factores de calidad de los diferentes materiales.

		Corrección de calidad total aplicada[241]
MATERIAL	Factor Q[242]	SDDR
Acero	1	1,00
Aluminio	1	1,00
PET	0,91	0,91
PEAD	0,79	0,79
Brik	1	1,00
Film	0,59	0,59
Plástico mezcla	0,48	0,48
Vidrio	1	1,00

8.4. Inventario ambiental de los envases recogidos mediante SCRAP en el SISTEMA B

El inventario del Flujo 2 del Sistema B incluye los mismos procesos que siguen los residuos de envase en el Sistema A que se listan a continuación, cada uno de los cuales se trata en un apartado específico:

- Distribución por canales de recogida
- Contenerización
- Recogida y transporte (separando entre recogida domiciliaria y recogidas selectivas en el ámbito privado)
- Transferencia
- Planta de selección de envases
- Planta de tratamiento de vidrio
- Planta de tratamiento mecánico-biológico
- Tratamiento de los residuos recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado
- Preparación para el reciclaje y procesos de reciclaje
- Valorización energética

[241] El factor de calidad total aplicado resulta de multiplicar los valores de Tabla 8.39 con el Factor Q de la primera columna. Esta es virtualmente la diferencia de calidad que se está aplicando a los materiales en función de su procedencia para el sistema A. Para ver la diferencia con las plantas de selección de envases y las de TMB, consultar la Tabla 8.27.

[242] Datos extraídos del informe del grupo POLCA-UPM, 2014.

- Vertido
- Crédito ambiental

8.4.1. Distribución por canales de recogida

La distribución por canales de recogida aplicada al Sistema B es común y se ha detallado en el Apartado 8.3.1. Cabe remarcar que, en los apartados siguientes de este inventario, sólo se incluyen aquellos procesos que seguirán los residuos recuperados mediante las vías de recuperación del SCRAP (recogida en masa, recogida selectiva en contenedor y recogidas selectivas en el ámbito privado).

Este inventario, por lo tanto, corresponde al total del Flujo 2 del sistema más el 10% del Flujo 1 (que no será recuperado mediante el SDDR, con la tasa de retorno del 90% considerada) y que será gestionado a través del resto de vías del SCRAP.

8.4.2. Contenerización

Como se ha comentado en el Apartado 6.2, tras conversaciones con la FEMP y otros miembros del PPI, el efecto de la introducción de un SDDR no se traduce en una reducción del número de contenedores instalados en los municipios de España, puesto que la contenerización no está tan asociada a la aportación como a dar un servicio a los ciudadanos, y eso depende de la distancia del contenedor al domicilio y la frecuencia de recogida para evitar malos olores. Así pues, el número de contenedores y su impacto ambiental asociado, se ha mantenido igual al descrito para el Sistema A. En cambio, sí se han modificado algunas frecuencias de recogida.

8.4.3. Recogida y transporte

RECOGIDA DOMICILIARIA

En el caso de la recogida y transporte tanto de residuos en masa como de EELL, los efectos de introducción de un SDDR no se traducen en una reducción del servicio de recogida. El impacto ambiental de esta etapa está asociado a unas rutas de recogida y a la elevación y compactación del contenido de los contenedores recogidos. Por ese motivo, para la recogida en masa y para los EELL se han mantenido las mismas características de servicio que en el Sistema A.

En el caso del vidrio, sin embargo, la introducción del SDDR supone que el 80% del material adherido al actual SCRAP de Ecovidrio pasará a ser gestionado por el SDDR. Puesto que la dotación de contenedores se mantiene, se ha considerado una reducción del servicio traducido en una menor frecuencia de recogida. Se ha considerado que se recoge con la mitad de frecuencia que en el Sistema A, lo que se traduce en una vez al mes en municipios urbanos y

semiurbanos y cada dos meses en municipios rurales[243]. Para determinar su porcentaje de carga y los km por ruta promedio recorridos, se ha utilizado el mismo modelo de camión de recogida desarrollado en el marco del proyecto FENIX empleado en el Sistema A.

En la Tabla 8.41, se detallan las características operativas del servicio y la distancia y porcentaje de carga promedio por ruta de recogida.

Tabla 8.41. Cálculo de distancia y porcentaje de carga promedio para la recogida de vidrio en el Sistema A.

DATOS DE ENTRADA	Municipios urbanos	Municipios semiurbanos	Municipios rurales
Tipo recogida/contendor	Carga superior	Carga superior	Carga superior
Volumen promedio (litros)	2.700	2.700	2.700
Dotación (número)	71.851	73.742	43.489
Distancia entre contenedores (km)	0,706	0,96	0,96
Frecuencia de recogida (veces/año)	12	12	6
Distancia entre origen y el primer contenedor (km)		40,52	
Distancia de fin de recogida a punto de descarga (km)		43,45	
Distancia del punto de descarga al punto de origen (km)		36,69	
Contenedores/h recogidos		6	
Velocidad extraurbana promedio del camión (km/h)		60	
Volumen caja camión (m3)		20	
Carga máxima camión (ton)		12	
Índice de compactación de envases en el camión		1	
Tiempo de descarga del contenedor en camión (segundos)		184	
RESULTADOS			
Km promedio recorridos por ruta		169	
Carga promedio del camión en ruta (en peso)		29%	

Las toneladas de EELL y vidrio recogidos de forma selectiva y en masa, a través de la recogida domiciliaria se presentan en la Tabla 8.42. Para las recogidas selectivas, se han considerado los impropios para calcular el impacto asociado a esta etapa de recogida. Para los EELL, se ha considerado un 29,83% de impropios (dato proporcionado por Ecoembes para 2014) y para el vidrio un 2% (dato proporcionado por Ecovidrio para 2014).

[243] Reducir la frecuencia de recogida del vidrio a la mitad fue una decisión consensuada dentro del PPI del proyecto, al valorar los efectos de la introducción del SIG. Una reducción en peso del 80% no implica una reducción del 80% del servicio puesto que las características del mismo no dependen tanto de la cantidad generada como de dar un servicio al ciudadano. Considerar una recogida mensual en ámbito urbano y semiurbano y cada dos meses en rural se consideró ajustada a lo que podría suceder en realidad.

Tabla 8.42. Toneladas de envases recogidos en selectiva de EELL, de vidrio y en masa en el Sistema B.

	EELL (recogida selectiva)*	Vidrio (recogida selectiva)*	EELL y vidrio (recogida en masa)
Toneladas	431.199	181.793	604.658

**En el caso de la recogida selectiva, las cantidades incluyen los impropios.*

RECOGIDAS SELECTIVAS EN EL ÁMBITO PRIVADO

En el caso de las recogidas selectivas en el ámbito privado, se ha considerado un camión de la base de datos de GaBi 2016 "GLO Truck, diesel driven, Euro 4, cargo, consumption mix/12-14t gross weight / 9,3t payload capacity". El dato es representativo para periodo 2015-2018. Se ha considerado un porcentaje de carga del 85%[244] y una distancia promedio de 100 km[245] tanto para los EELL como para el vidrio. Las toneladas de EELL y de vidrio recogidos mediante este canal de recogida se presentan en la Tabla 8.42.

Tabla 8.43. Toneladas de EELL y de vidrio recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado en el Sistema B.

	EELL (recogidas selec. compl)	Vidrio (recogidas selec. compl)
Toneladas	111.815	51.882

8.4.4. Transferencia

El impacto ambiental unitario asociado a los diferentes tipos de plantas de transferencia, la distribución en plantas de transferencia para EELL, vidrio y residuos en masa, las distancias de transporte y también los porcentajes de residuos en masa que pasan por una planta de TMB o que van directos a vertido o incineración se han mantenido iguales a los considerados en el Sistema A.

8.4.5. Planta de selección de envases

Los inventarios utilizados para calcular el impacto ambiental asociado al proceso de selección de EELL son los mismos a los empleados en el Sistema A. La única diferencia se refiere a las efectividades recuperadas de los materiales que se han considerado.

Tras conversaciones con ASPLARSEM (ver Anexo 8.4), se ha considerado que la introducción de un SDDR tendría consecuencias en las efectividades de recuperación del PET y del aluminio en las plantas de selección de envases que gestionaran los envases de estos materiales no sujetos al SDDR.

[244] Dato promedio europeo utilizado en la base de datos GaBi.

[245] Dato estimado.

En la Tabla 8.43, se presenta un cuadro resumen con las entradas, las salidas, la efectividad promedio aplicada y las cantidades de rechazo que van a vertido o a incineración para cada uno de los materiales bajo estudio. En este caso, se han mantenido también los porcentajes de destino del rechazo de las plantas que se han aplicado en el Sistema A: un 84% de rechazos van a vertedero y el 16% restante a incineración.

Tabla 8.44. Resumen del balance de materia de PSE en el Sistema B (datos en toneladas) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
Entrada	43.896	XXX	XXX	37.746	XXX	XXX	XXX	XXX	220.945	4.243
Salida	35.318	XXX	XXX	34.115	XXX	XXX	XXX	XXX	168.021	1.146
Efectividad	***0,80***	XXX	XXX	***0,90***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,76***	***0,27***
Rechazo a incineración	1.372	XXX	XXX	581	XXX	XXX	XXX	XXX	8.468	496
Rechazo a vertedero	7.205	XXX	XXX	3.050	XXX	XXX	XXX	XXX	44.455	2.602

El tipo de camión de transporte y las distancias recorridas para transportar los rechazos de la planta a tratamiento final se han mantenido iguales que en el Sistema A. Lo mismo en el caso del transporte a pre-tratamiento, tratamiento (en el caso del vidrio) y reciclaje.

8.4.6. Planta de tratamiento de vidrio

Los inventarios utilizados para calcular el impacto ambiental asociado al tratamiento del vidrio son los mismos que los empleados en el Sistema A. También en este caso se ha considerado que el 100% del rechazo va directo a vertedero.

En la Tabla 8.44, se presenta un cuadro resumen con las entradas y las salidas de este proceso. En las entradas, se incluye tanto el vidrio que es recuperado a través de la recogida selectiva de vidrio como el recuperado a través de plantas de TMB, de plantas de selección de envases y de recogidas selectivas en el ámbito privado. Igual que en el Sistema A, se ha considerado que todas las toneladas recogidas tienen asociado este proceso y, por lo tanto, este impacto ambiental, independientemente de que el proceso se lleve a cabo en plantas de tratamiento especializadas o bien en las propias vidrieras.

Tabla 8.45. Resumen del balance de materia de PTV del Flujo 2 en el Sistema B (t/año).

	Vidrio
Entrada	204.723
Salida	200.628
Efectividad	***0,98***
Rechazo a vertedero	4.094

El tipo de camión de transporte y las distancias recorridas para transportar los rechazos de la planta al vertedero se han mantenido iguales que en el Sistema A. Lo mismo en el caso del transporte del vidrio pre-tratado al reciclador.

8.4.7. Planta de Tratamiento Mecánico-Biológico

Los inventarios utilizados para calcular el impacto ambiental asociado al proceso de recuperación de envases a través de plantas de TMB son los mismos a los empleados en el Sistema A. La única diferencia se refiere a las efectividades recuperadas de los materiales que se han considerado. Se han aplicado las mismas reducciones en la efectividad de recuperación de PET y de aluminio que las que se han aplicado en las plantas de selección de envases por la introducción del SDDR.

En la Tabla 8.45, se presenta un cuadro resumen con las entradas, las salidas, la efectividad promedio aplicada y las cantidades de rechazo que van a vertido o a incineración para cada uno de los materiales bajo estudio. En este caso, se han mantenido también los porcentajes de destino del rechazo de las plantas que se han aplicado en el Sistema A: un 82% de rechazos van a vertedero y el 18% restante a incineración en el caso de los EELL. Para el vidrio, se ha asumido que el 10% va a incineración y el 90% a vertedero[246].

Tabla 8.46. Resumen del balance de materia de plantas MBT en el Sistema B (datos en toneladas) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
Entrada	32.245	XXX	XXX	93.147	XXX	XXX	XXX	XXX	194.268	142.298
Salida	18.369	XXX	XXX	82.125	XXX	XXX	XXX	XXX	73.392	11.598
Efectividad	**0,57**	XXX	XXX	***0,88***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0,38***	**0,08**
Rechazo a incineración	2.498	XXX	XXX	1.984	XXX	XXX	XXX	XXX	21.757	13.070
Rechazo a vertedero	11.379	XXX	XXX	9.039	XXX	XXX	XXX	XXX	99.118	117.630

El tipo de camión de transporte y las distancias recorridas para transportar los rechazos de la planta a tratamiento final se han mantenido iguales que en el Sistema A. Lo mismo en el caso del transporte a pre-tratamiento, tratamiento (en el caso del vidrio) y reciclaje.

8.4.8. Tratamiento de los residuos recogidos por recogidas selectivas en el ámbito privado

[246] Esta hipótesis se considera conservadora, puesto que los envases de vidrio que entran en una MBT no suelen pasar al flujo de rechazos se destinan a la incineración.

El impacto ambiental asociado a la preparación del material recuperado por recogidas selectivas en el ámbito privado a los SCRAP para ser enviado a pre-tratamiento, tratamiento (en el caso del vidrio) y/o a reciclaje, se ha considerado igual al imputado en el Sistema A. Se ha considerado un impacto ambiental similar al de una planta de selección de envases manual con una efectividad de 1.

El tipo de camión de transporte y las distancias recorridas para transportar materiales recuperados a pre-tratamiento y reciclaje se han mantenido también iguales a los considerados en el Sistema A.

8.4.9. Preparación para el reciclado y proceso de reciclaje

Los inventarios de procesos que se han utilizado para calcular el impacto ambiental asociado a los procesos de pre-tratamiento de acero y aluminio y de reciclaje de acero, aluminio, PET, PEAD, Film, Plástico Mezcla, brik y vidrio que se han considerado son los mismos que para el Sistema A.

En la Tabla 8.46, aparece un resumen de las cantidades que entran a los procesos de reciclaje (sin contar el material recuperado mediante SDDR).

Tabla 8.47. Residuos que entran a los procesos de pre-tratamiento y reciclaje del Flujo 2 en el Sistema B (t/año) (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio*
(t/año)	77.221	XXX	XXX	150.721	XXX	XXX	XXX	XXX	308.495	204.723

**No se contabiliza aquí el vidrio recuperado en el proceso de incineración que es utilizado como relleno en el sector de la construcción (26.687 toneladas). Sólo se considera el vidrio que entra en el proceso industrial de reciclado de vidrio.*

EFECTIVIDADES DE RECUPERACIÓN

En cuanto a las efectividades de recuperación de los materiales en sus respectivos procesos de reciclaje, se han utilizado las mismas "efectividades teóricas" que en el Sistema A para el material procedente de PSE, de plantas de TMB y de recogidas selectivas en el ámbito privado.

8.4.10. Valorización energética

Los inventarios utilizados para contabilizar el impacto ambiental asociado a la valorización energética de los materiales son los mismos que para el Sistema A.

En la Tabla 8.47, se detallan las cantidades de entrada de los diferentes materiales de envase que son incineradas y su procedencia. También se detallan las toneladas de materiales que son valorizadas energéticamente y las que son recuperadas en forma de material.

Tabla 8.48. Balance de materia (toneladas) del proceso de incineración en el Sistema B (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
ENTRADAS	***7.880***	*XXX*	*XXX*	***14.147***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***54.381***	***31.260***
RSU Directo a incinerar	4.010	*XXX*	*XXX*	***11.583***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***24.156***	17.694
Rechazo PSE	1.372	*XXX*	*XXX*	***581***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***8.468***	496
Rechazo MBT	2.498	*XXX*	*XXX*	***1.984***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***21.757***	13.070
Efectividad	***1,00***	*XXX*	*XXX*	***0,94***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***1,00***	***0,85***
Recuperación material	0	*XXX*	*XXX*	***13.280***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***0***	26.687
Valorización energética	7.880	*XXX*	*XXX*	***0***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***54.381***	0
Rechazo (no recuperado)	0	*XXX*	*XXX*	***867***	*XXX*	*XXX*	*XXX*	*XXX*	***0***	4.572

8.4.11. Vertido

Los inventarios utilizados para calcular el impacto ambiental asociado al vertido de los diferentes materiales de envase considerados son los mismos que los utilizados en el Sistema A. En la Tabla 8.49, se detallan las cantidades de entrada de los diferentes materiales de envase que son vertidas y su procedencia.

Tabla 8.49. Balance de materia (toneladas) del proceso de vertido en el Sistema B (ver anexo confidencial).

	Brik	Acero	Aluminio	TOTAL metales	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla	TOTAL plásticos	Vidrio
ENTRADAS	XXX	XXX	XXX	***30.147***	XXX	XXX	XXX	XXX	***179.426***	***151.066***
RSU Directo a incinerar	XXX	XXX	XXX	***17.191***	XXX	XXX	XXX	XXX	***35.853***	26.262
Rechazo PSE	XXX	XXX	XXX	***3.050***	XXX	XXX	XXX	XXX	***44.455***	2.602
Rechazo MBT	XXX	XXX	XXX	***9.039***	XXX	XXX	XXX	XXX	***99.118***	117.630
Rechazo incineradora	XXX	XXX	XXX	***867***	XXX	XXX	XXX	XXX	***0***	4.572

8.4.12. Crédito ambiental

El procedimiento de cálculo, los valores para los mix de producción virgen-reciclado y los factores de calidad "Q" aplicados para calcular el impacto ambiental ahorrado son los mismos que en el Sistema A. Los factores de calidad total resultante al sumar el efecto del Factor Q con

la calidad del material de entrada en el proceso de reciclaje también son los mismos que para el Sistema A (ver Apartado 8.2.12).

8.5. Resultados

8.5.1. Indicadores de flujo de material

Antes de analizar los resultados del análisis de ciclo de vida comparativo entre los dos sistemas, se ha considerado necesario comentar los resultados de los indicadores de flujo de materiales que se han calculado en el apartado 6.8 para los Sistemas A y B. Éstos corresponden a:

- Las toneladas recuperadas brutas
- Las toneladas enviadas a vertedero,
- Las toneladas enviadas a incineración y
- La cantidad de littering.

En la Tabla 8.50 y en la Tabla 8.51 aparecen los resultados de éstos indicadores para los sistemas A y B, respectivamente. Como se puede observar, si nos restringimos a éstos indicadores de flujo de materiales, el Sistema B parece tener un mejor comportamiento. Supone la recuperación de 313.980 toneladas más (un aumento de casi el 12,5% de la tasa de reciclaje de envases y de un 1,5% respecto al total de RSU de España), una disminución de residuos que van a vertedero de 303.319 toneladas, 7.317 toneladas que dejan de ir a incineración y una disminución de 3.343 toneladas de *littering* (que en volumen suponen una reducción del 32,1%). Sin embargo, esta mejora en los flujos de materiales no tiene una correlación directa con su impacto ambiental, como se verá en los resultados del ACV, que son los que responden a los requisitos de la LERE de evaluar los impactos ambientales y sobre la salud humana antes de implantar un SDDR.

Tabla 8.50. Resultados de los indicadores de flujo calculados para el Sistema A.

INDICADORES FLUJO	CARTÓN BEBIDAS	METALES	PLÁSTICOS	VIDRIO	TOTAL
RECUPERADO BRUTO	94.589	276.459	410.845	953.100	1.734.993
VERTIDO	29.152	53.561	195.736	410.043	688.492
VALORIZACIÓN ENERGÉTICA	9.255	0	60.324	0	69.579
LITTERING	388	541	2.586	4.142	7.657
TOTAL	**133.383**	**330.561**	**669.492**	**1.367.285**	**2.500.721**

Tabla 8.51. Resultados de los indicadores de flujo calculados para el Sistema B.

INDICADORES FLUJO	CARTÓN BEBIDAS	METALES	PLÁSTICOS	VIDRIO	TOTAL
RECUPERADO BRUTO	100.649	300.126	433.398	1.214.800	2.048.973
VERTIDO	24.535	30.146	179.426	151.066	385.173
VALORIZACIÓN ENERGÉTICA	7.880	0	54.382	0	62.262
LITTERING	320	289	2.286	1.419	4.314
TOTAL	2.048.973	2.048.973	2.048.973	2.048.973	2.048.973

8.5.2. Resultados globales: Sistema A y Sistema B

En la Tabla 8.52. Resultados ambientales globales de los Sistemas A y B., aparecen los resultados globales comparados para los Sistemas A y B aplicando la metodología del Análisis de Ciclo de Vida. Este análisis se ha aplicado sobre sobre seis categorías de impacto ambiental. Las categorías de impacto ambiental, sus acrónimos y unidades aparecen en esta primera tabla de resultados; sin embargo, en las siguientes, se usarán solo los acrónimos.

Según ISO 14044:2006: "*Una Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida que va a utilizarse en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público debe emplear un conjunto de indicadores de categoría suficientemente completo.* ***La comparación debe realizarse indicador de categoría a indicador de categoría***."

En el Apartado 8.1.7, se han descrito las razones para la elección de estas categorías de impacto. Al ser los resultados en la mayoría de categorías en el mismo sentido, algunas de ellas se explicarán conjuntamente.

Tabla 8.52. Resultados ambientales globales de los Sistemas A y B.

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	SISTEMA A	SISTEMA B	Mejora (%)
Potencial de Acidificación (PA)	moles de H^+ eq.	-2.753.917	-1.890.186	-31,4%
Potencial de Calentamiento Global (PCG)	kg CO_2 eq.	-678.376.152	-546.739.002	-19,4%
Potencial de Eutrofización (PE)	moles de N eq.	-5.007.023	-1.795.932	-64,1%
Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono (PACO)	kg CFC-11 eq.	-7,609	-6,175	-18,9%
Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF)	kg de C_2H_4 eq.	-397.223	-368.726	-7,2%
Potencial de Agotamiento de Recursos Abióticos (PARA)	kg Sb eq.	-19.886	-21.906	10,2%
			MEDIA	**-29,1%**

Como puede observarse, en todos los casos, los resultados globales son negativos. Esto significa que los ahorros asociados a la recuperación de materiales y/o energía de los sistemas (los créditos) son mayores a los impactos ambientales asociados a las operaciones de recogida y gestión de los residuos. Por lo tanto, **se puede decir que la implantación de ambos sistemas de recogida y recuperación de envases analizados es beneficiosa para el medio ambiente.**[247]

Si se calcula la mejora que supondría en cada categoría de impacto la implantación del Sistema B respecto al actual Sistema A ((A-B)/A), excepto ligeramente (mejora de un 10,2%) para el agotamiento de recursos abióticos (PARA), para el resto de las categorías de impacto **los resultados asociados al Sistema A son mejores a los del Sistema B (ya que tienen un valor positivo).** En este punto es necesario indicar que, teniendo en cuenta la incertidumbre inherente asociada a los datos de inventario, los valores más alejados a 0 permiten afirmar con mayor

[247] El lector debe evitar comparar las categorías de impacto entre sí: tienen unidades diferentes. El hecho que una aparezca con valores de cientos de millones y otra en decenas no significa que la primera sea más importante. Una persona puede medir 1,8 metros y pesar 75 kg, y eso no significa que su peso es más importante que su altura.

certeza que el Sistema A es mejor que el B; para los valores más cercanos a 0 la certeza de que el Sistema A sea mejor que el B disminuye. El mismo criterio aplica a la mejora sobre el PARA del Sistema B.

Si consideráramos que todas las categorías de impacto son igual de importantes, la media de mejora del Sistema A respecto al B es de un 29,1%. El equipo de trabajo es consciente que la reducción del impacto ambiental a un solo número a partir de las diferentes categorías de impacto se considera un procedimiento no científico por parte de la norma ISO 14044. Para cada sociedad (española, catalana, europea, etc.) las categorías de impacto tendrán diferente importancia social (percepción del ciudadano o del político) y real (efectos que produce en los ecosistemas locales, o no, en los que los impactos ocurren y cuan deteriorados se encuentran ya esos ecosistemas).

En la Tabla 8.53, se desglosan los resultados globales entre los impactos ambientales y los créditos para cada categoría y sistema. Como puede observarse, los créditos asociados al Sistema B son siempre superiores a los del Sistema A. Esto es debido a que la incorporación del SDDR (con la tasa teórica de retorno considerada del 90%) tiene asociado un aumento en las cantidades recuperadas (pasando del 69,4% promedio de envases recuperados en el Sistema A al 81,9% en el B). Sin embargo, tal y como puede observarse en la Tabla 8.53, esta mayor tasa de recuperación lleva asociado también siempre un mayor impacto ambiental asociado a los procesos necesarios en las etapas de recogida y gestión de los residuos. Este aumento de impacto es, en general, superior al aumento del crédito.

Tanto es así, que el resultado global del Sistema B, es decir, el ahorro ambiental global asociado a la incorporación de un sistema de SDDR en todas las categorías de impacto analizadas es menor al conseguido mediante el sistema actual de recogida y recuperación a través de SCRAPs, excepto para el PARA. Para esta categoría, tal y como se detalla más adelante en el Apartado 8.5.3.2, también se produce un mayor impacto ambiental en todas etapas del ciclo de vida consideradas (a excepción del vertido e incineración) en el Sistema B. Sin embargo, este mayor impacto no supera el balance neto de impactos y créditos del Sistema A, debido a que los créditos del B respecto al A son superiores al aumento de impactos entre los dos sistemas.

Una mención especial merece el PE. Este impacto, debido fundamentalmente a las emisiones de óxidos de nitrógeno por la combustión de diésel en los camiones, es en el Sistema B casi dos veces superior al del Sistema A. Este hecho se debe a la coexistencia del SCRAP y del SDDR. El impacto asociado a la recogida de envases en contenedores del Sistema B es del orden del 70% del del A (por la menor cantidad de residuos recogida, aunque para EELL y para la fracción resto se mantengan las frecuencias de recogida y las distancias promedio de rutas; y por la disminución en la frecuencia de recogida del vidrio a la mitad). A esta cantidad hay que sumarle el impacto adicional asociado a la recogida de envases SDDR, que es del mismo orden de magnitud que la recogida del SCRAP. Los créditos del Sistema B son algo superiores al del A, por la mayor recuperación de envases. Sin embargo, se ven enmascarados por el mayor impacto en la recogida.

Tabla 8.53. Impactos ambientales y créditos asociados a los Sistemas A y B.

	SISTEMA A			SISTEMA B		
	IMPACTOS	CRÉDITOS	GLOBAL	IMPACTOS	CRÉDITOS	GLOBAL
PA	2.772.494	-5.526.411	-2.753.917	4.875.055	-6.765.241	-1.890.186
PCG	1.072.084.939	-1.750.461.092	-678.376.152	1.582.282.122	-2.129.021.124	-546.739.002
PE	8.145.188	-13.152.212	-5.007.023	14.375.824	-16.171.756	-1.795.932
PACO	49,495	-57,104	-7,609	67,825	-73,999	-6,175
PFOF	169.687	-566.909	-397.223	291.685	-660.412	-368.726
PARA	3.680	-23.566	-19.886	5.852	-27.758	-21.906

8.5.3. Identificación de asuntos significativos y análisis de contribución

Según la ISO 14044: "*El objetivo de este elemento es estructurar los resultados de las fases de ICV o EICV para ayudar a determinar los asuntos significativos de acuerdo con la definición del objetivo y el alcance y de forma interactiva con el elemento de evaluación*." En esta parte del ACV, se puede evaluar la contribución de asuntos como:

- Datos o decisiones del inventario que tengan una gran influencia;
- Categorías de impacto con una especial sensibilidad; y
- Etapas, procesos o partes del ciclo de vida dentro del sistema en estudio

En este estudio, se desglosan los resultados globales de los dos sistemas por flujos y por etapas del ciclo de vida. Sobre ellos se realiza el análisis de contribución. Respecto a los otros dos tipos de asuntos significativos: la discusión sobre la importancia relativa de las diferentes categorías de impacto no se aborda en el proyecto ARIADNA (es necesario un debate científico-político previo, que no se ha dado en nuestro país); y el análisis de sensibilidad será la herramienta para evaluar la importancia de datos o decisiones tomadas en el inventario. Según ISO 14044, "*La necesidad y la selección de (este tipo de) técnicas (para evaluar la calidad del estudio) dependen de la exactitud y el detalle necesarios para cumplir con el objetivo y el alcance del ACV*".

8.5.3.1. ***Análisis de contribución entre el Flujo 1 y el Flujo 2***

El primer análisis de contribución realizado se refiere a los Flujos 1 y 2. Cabe recordar que, para el Sistema A, los dos flujos se gestionan mediante el SCRAP. En el Sistema B, sin embargo, el Flujo 2 se sigue seleccionando a través del SCRAP, pero parte del Flujo 1 (90%) es gestionado a través del SDDR y parte (10% restante) a través del SCRAP.

En las Tabla 8.54 y Tabla 8.55 aparecen los desgloses de impactos y créditos asociados a cada uno de estos flujos tanto para el Sistema A como para el B, en valores absolutos.

Tabla 8.54 Impactos ambientales y créditos asociados a los Flujos 1 y 2 del Sistema A.

	SISTEMA A					
	Flujo 1 (SDDR)			Flujo 2 (Resto)		
	IMPACTOS	CRÉDITOS	GLOBAL	IMPACTOS	CRÉDITOS	GLOBAL
PA	1.655.465	-2.962.882	-1.307.417	1.117.029	-2.563.529	-1.446.500
PCG	573.468.090	-937.447.910	-363.979.820	498.616.849	-813.013.181	-314.396.332
PE	4.405.671	-7.381.071	-2.975.400	3.739.517	-5.771.140	-2.031.623
PACO	39,124	-39,167	-0,044	10,371	-17,937	-7,566
PFOF	87.405	-244.402	-156.997	82.282	-322.507	-240.226
PARA	2.141	-11.293	-9.152	1.539	-12.273	-10.734

Tabla 8.55 Impactos ambientales y créditos asociados a los Flujos 1 y 2 del Sistema B.

	SISTEMA B					
	Flujo 1 (SDDR)			Flujo 2 (Resto)		
	IMPACTOS	CRÉDITOS	GLOBAL	IMPACTOS	CRÉDITOS	GLOBAL
PA	3.993.429	-4.326.852	-333.423	881.627	-2.438.390	-1.556.763
PCG	1.169.305.625	-1.366.591.266	-197.285.641	412.976.497	-762.429.858	-349.453.361
PE	13.272.046	-10.741.333	2.530.713	3.293.038	-5.430.423	-2.137.385
PACO	61,357	-58,295	3,062	6,467	-15,704	-9,237
PFOF	277.647	-359.923	-82.276	14.039	-300.488	-286.450
PARA	4.724	-15.527	-10.802	1.128	-12.232	-11.104

Si nos fijamos en el Sistema B, puede observarse que el impacto de recoger los envases sujetos a SDDR (Flujo 1) es muy superior al del Flujo 2. Esto es debido fundamentalmente a la etapa de recogida (como se analizará con más detalle en el apartado 8.5.3.2). Este impacto va desde 2,8 veces mayor para el caso del PCG hasta 19,8 veces mayor para el del PFOF.

Así mismo, cabe mencionar que el impacto del Flujo 1 del Sistema B es incluso superior al total del Sistema A en todas las categorías de impacto analizadas. Los casos más extremos son los del potencial de formación de oxidantes fotoquímicos, para el que el impacto es un 64% superior, desde los 169.687 Kg de C_2H_4 eq para el total del Sistema A, hasta los 277.647 Kg de C_2H_4 eq para el Flujo 1 del Sistema B, y el de la acidificación, para la que el impacto es un 44% superior, desde los 2.772.494 mol H+eq para el total del Sistema A, hasta los 3.993.429 mol H+eq para el Flujo 1 del Sistema B. Esto da una idea de la relevancia del impacto ambiental de la implantación del SDDR.

Si nos fijamos en la contribución total del Flujo 1 y del Flujo 2 (ver Tabla 8.56), podemos observar que en todos los casos, a excepción del PE y del PACO para el Flujo 1 del Sistema B, la contribución total tiene un valor negativo, lo que implica que hay más créditos que impactos; o lo que es lo mismo, que los dos flujos contribuyen al ahorro total del sistema. En el caso del PE y del PACO para el Flujo 1 del Sistema B nos encontramos con que el Flujo 1 contribuye globalmente al impacto de esta categoría y el Flujo 2 al crédito. Este hecho está fundamentalmente relacionado con la mayor necesidad de transporte y de consumo de diésel asociado de los envases recuperados mediante SDDR.

También cabe destacar el hecho de que el impacto del Flujo 2 es prácticamente igual en el Sistema A que en el B, puesto que estos residuos continúan siendo recogidos a través del SCRAP en ambos casos. El hecho de que sea ligeramente superior en el B denota una mayor ineficiencia en el este sistema por la convivencia con el SDDR.

En la Tabla 8.56 se realiza un análisis relativo de contribución de los Flujos 1 y 2 en cada sistema que se ha calculado sólo para aquellos casos en los que tanto el Flujo 1 como el 2 contribuyen al crédito. Como podemos observar, para el PCG y para el PE los envases del Flujo 1 tienen mayor contribución para el ahorro total del Sistema A, mientras que los del Flujo 2 tienen mayor contribución para el resto de categorías. En cuanto al Sistema B, para todas las categorías de impacto evaluadas, el Flujo 2 supone un ahorro superior al Flujo 1 en el cómputo total de ahorros.

Tabla 8.56 Importancia relativa de los Flujos 1 y 2 en el impacto ambiental de los Sistema A y B.

	Sistema A			Sistema B		
	Flujo 1	Flujo 2	Global	Flujo 1	Flujo 2	Global
PA	-47%	-53%	-100%	-18%	-82%	-100%
PCG	-54%	-46%	-100%	-36%	-64%	-100%
PE	-59%	-41%	-100%	n.a	n.a	100%
PACO	-1%	-99%	-100%	n.a	n.a	-100%
PFOF	-40%	-60%	-100%	-22%	-78%	-100%
PARA	-46%	-54%	-100%	-49%	-51%	-100%

8.5.3.2. *Análisis de contribución por etapas del ciclo de vida*

En este apartado, se han desglosado los resultados de los Sistemas A y B en los procesos el ciclo de vida de la gestión de residuos que se detallan a continuación:

- **Equipamientos.** Se incluye la fabricación de los contenedores de recogida selectiva y de recogida en masa en el caso de SCRAP; y las máquinas de retorno, las cajas de cartón, las cajas de plástico y las bolsas en el caso del SDDR. En el caso de las máquinas, se incluye también su consumo energético.
- **Recogida y transporte.** Se incluye el proceso de recogida y transporte de los residuos hasta los centros de tratamiento. Se incluye también aquí el impacto de las plantas de transferencia.
- **Selección.** Se incluye el proceso de selección que se lleva a cabo en las plantas de selección de envases, en las plantas de TMB, en las plantas que gestionan el material recogido por recogidas selectivas en el ámbito privado; y las plantas de conteo y las plantas de acondicionamiento en el caso del SDDR. En este proceso, se incluye también el transporte de los residuos del proceso de selección a su tratamiento finalista: vertido y/o incineración.

- **Reciclaje.** Se incluye el transporte de los materiales recuperados desde las plantas de selección a los centros de pre-tratamiento y/o reciclaje, y los procesos de pre-tratamiento y de reciclaje.
- **Vertido/incineración.** Se incluye el impacto ambiental asociado a la incineración y al vertido de residuos, tanto de los que son llevados directamente a este tipo de instalaciones sin paso previo por una planta de tratamiento (en el caso de la recogida en masa), como los de los rechazos de las plantas de selección.
- **Créditos por energía.** Se incluye el impacto ambiental evitado por la recuperación de energía por combustión de los residuos de envases en las incineradoras.
- **Créditos por materiales.** Se incluye el impacto ambiental evitado por la recuperación de materiales en los procesos de selección.

En la Tabla 8.57 y Tabla 8.59 aparecen los resultados de contribución absoluta a estos procesos para los Sistemas A y B; y en la Tabla 8.58 y la Tabla 8.60, aparecen los resultados de contribución relativa. El porcentaje de contribución se ha calculado por separado para los procesos con impacto ambiental (los que tienen valor positivo) y para los créditos (valores negativos). Como los valores absolutos globales son diferentes para los dos sistemas, estas tablas no deben compararse entre sí más que para apreciar la contribución relativa de las diferentes etapas dentro de cada sistema.

SISTEMA A

- La **mayor parte del impacto ambiental** en todas las categorías de impacto está asociada a la **etapa de reciclado** de los materiales (entre el 51,49% y el 97,6% en todos los casos). En cuanto al **crédito**, prácticamente su totalidad está asociada a la **recuperación de materiales** (entre el 96,7% y el 100%).
- La etapa de **recogida y transporte** es la segunda en contribución para el PA (20,1%), el PE (34,3%) y el PFOF (27,8%).
- El **tratamiento finalista** de los residuos (vertido e incineración), es el segundo en contribución para el PCG (18,6%) y el tercero para el PE (9,2%).
- Las etapas de **equipamiento** y **selección** son las que menos contribuyen al impacto global del sistema (entre un 0% y un 3% en todas las categorías de impacto a excepción del PARA, para el que los equipamientos contribuyen en un 13,4%, siendo el segundo proceso en contribución para esta categoría. El 10,5% del total del impacto relativo a los equipamientos está asociado los contenedores de fibra de vidrio utilizados para la recogida selectiva del vidrio.

Tabla 8.57 Contribución al impacto ambiental de los procesos en el Sistema A (valor absoluto).

	SISTEMA A							
	Equipamientos	Recogida y transporte	Selección	Reciclaje	Vertido/ incineración	Créditos por energía	Créditos por materiales	TOTAL
PA	78.324	558.203	65.893	1.908.196	161.877	-181.135	-5.345.275	-2.753.917
PCG	19.159.424	102.937.477	10.615.649	739.520.603	199.851.787	-55.782.191	-1.694.678.901	-678.376.152
PE	139.492	2.793.186	234.067	4.228.694	749.749	-435.162	-12.717.050	-5.007.023
PACO	0,003	0,001	0,664	48,296	0,530	-0,023	-57,081	-7,609
PFOF	5.155	47.200	2.447	99.884	14.990	-7.029	-559.870	-397.223
PARA	493	42	21	3.111	14	-193	-23.372	-19.886

Tabla 8.58 Contribución al impacto ambiental de los procesos en el Sistema A (valor relativo)

	SISTEMA A							
	Equipamientos	Recogida y transporte	Selección	Reciclaje	Vertido/ incineración	Créditos por energía	Créditos por materiales	TOTAL
PA	2,8%	20,1%	2,4%	68,8%	5,8%	-3,3%	-96,7%	100,00%
PCG	1,8%	9,6%	1,0%	69,0%	18,6%	-3,2%	-96,8%	100,00%
PE	1,7%	34,3%	2,9%	51,9%	9,2%	-3,3%	-96,7%	100,00%
PACO	0,0%	0,0%	1,3%	97,6%	1,1%	0,0%	-100,0%	100,00%
PFOF	3,0%	27,8%	1,4%	58,9%	8,8%	-1,2%	-98,8%	100,00%
PARA	13,4%	1,1%	0,6%	84,6%	0,4%	-0,8%	-99,2%	100,00%

SISTEMA B

- La etapa que tiene un **mayor impacto ambiental** en todas las categorías de impacto (entre un 42,9% y un 96,9%), a excepción del PE (37,3%), es la de **reciclado de materiales**. En cuanto al **crédito**, prácticamente su totalidad está asociada también a la **recuperación de materiales** (entre un 97,6% y un 100% en todos los casos).
- La etapa de **recogida y transporte** es la que más contribuye al PE (52,9%), y la segunda en contribución para el PA (39,3%), el PCG (21,5%) y el PFOF (25,5%).
- Los **equipamientos** necesarios para el sistema son los segundos en contribución sobre el PFOF (26,4%) y el PARA (17,1%), y los terceros en contribución en el resto de categoría de impactos (entre un 2,5% y un 6,8%).
- El **tratamiento finalista** (vertido e incineración) es el tercero en contribución sobre el PCG (11,1%).
- La **etapa que menos contribuye al impacto** es la de **selección** (entre un 0,2% y un 1,5% en todos los casos).

Tabla 8.59 Contribución al impacto ambiental de los procesos en el Sistema B (valor absoluto).

	SISTEMA B							
	Equipamientos	Recogida y transporte	Selección	Reciclaje	Vertido/ incineración	Créditos por energía	Créditos por materiales	TOTAL
PA	329.425	1.916.831	70.165	2.462.044	96.590	-160.572	-6.604.670	-1.890.186
PCG	106.877.556	340.900.845	16.352.255	941.917.452	176.234.014	-49.449.390	-2.079.571.734	-546.739.002
PE	754.503	7.598.517	214.398	5.358.771	449.636	-385.759	-15.785.997	-1.795.932
PACO	1,680	0,002	0,138	65,705	0,299	-0,020	-73,979	-6,175
PFOF	76.920	74.494	2.615	125.125	12.528	-6.231	-654.177	-368.726
PARA	999	130	50	4.666	8	-171	-27.587	-21.906

Tabla 8.60 Contribución al impacto ambiental de procesos en el Sistema B (valor relativo).

	SISTEMA B							
	Equipamientos	Recogida y transporte	Selección	Reciclaje	Vertido/ incineración	Créditos por energía	Créditos por materiales	TOTAL
PA	6,8%	39,3%	1,4%	50,5%	2,0%	-2,4%	-97,6%	100,00%
PCG	6,8%	21,5%	1,0%	59,5%	11,1%	-2,3%	-97,7%	100,00%
PE	5,2%	52,9%	1,5%	37,3%	3,1%	-2,4%	-97,6%	100,00%
PACO	2,5%	0,0%	0,2%	96,9%	0,4%	0,0%	-100,0%	100,00%
PFOF	26,4%	25,5%	0,9%	42,9%	4,3%	-0,9%	-99,1%	100,00%
PARA	17,1%	2,2%	0,9%	79,7%	0,1%	-0,6%	-99,4%	100,00%

COMPARATIVA ENTRE SISTEMAS

En la Tabla 8.63 se presentan los resultados de comparar el impacto ambiental por etapas de los dos sistemas. La comparación de "cuánto aumenta el impacto el Sistema B respecto al A" se ha realizado aplicando la siguiente fórmula:

$$\Delta IA (\%) = (IA_A - IA_B) / |IA_A|$$

Donde:

Δ IA = Variación del impacto ambiental del Sistema B respecto al del A

IA_A = Impacto ambiental del Sistema A

IA_B = Impacto ambiental del Sistema B

Un resultado negativo significa que el Sistema B tiene mayor impacto ambiental que el A; por ejemplo, en la primera celda aparece que la diferencia entre el Potencial de Acidificación del Sistema B y del Sistema A es un 321% del impacto ambiental del Sistema A (significando que el impacto del Sistema B es 4,21 veces mayor que el del A).

Tabla 8.61 Comparación del impacto ambiental por etapas entre los Sistemas A y B.

Δ IA (%)	Equipamientos	Recogida y transporte	Selección	Reciclaje	Vertido/ incineración	Créditos por energía	Créditos por materiales
PA	-321%	-243%	-6%	-29%	+40%	+11%	-24%
PCG	-458%	-231%	-54%	-27%	+12%	+11%	-23%
PE	-441%	-172%	+8%	-27%	+40%	+11%	-24%
PACO	-60470%	-106%	+79%	-36%	+44%	+11%	-30%
PFOF	-1392%	-58%	-7%	-25%	+16%	+11%	-17%
PARA	-103%	-211%	-144%	-50%	+42%	+11%	-18%

Como se observa en la Tabla 8.63, generalmente, el Sistema B tiene un porcentaje mayor de impacto que el A. Concretamente:

- La etapa de equipamientos es la que ofrece un mayor incremento de impacto ambiental. Esto es debido a la necesidad de usar un número muy importante de máquinas, cajas para el retorno manual del vidrio y bolsas para el retorno manual de EELL que no aparecen en el Sistema A.
- El impacto de la fase de recogida y transporte aumenta entre 2 y 3 veces. La variable más influyente en este caso es la necesidad de transportar envases sin compactar, que implica un menor aprovechamiento de la carga del camión con su consecuente aumento de número de viajes y, por lo tanto, del consumo de diésel asociado para su transporte hasta las plantas de conteo.
- Los procesos de selección ofrecen resultados alternativos dependiendo de la categoría de impacto. Esto indica que, en esta etapa, las diferencias son puntuales.
- La etapa de reciclaje ofrece impactos entre un 25% y un 50% más elevados para el Sistema B. Este ligero aumento es debido a que en el Sistema B se recupera más

material que en el A. Es decir, hay más toneladas que son gestionadas por los recicladores en el Sistema B y, en consecuencia, también es mayor el impacto ambiental asociado a esta etapa.

- En la etapa de fin de vida (incineración y vertido), el Sistema B tiene un menor impacto que el A, dándose una mejora de entre el 12% y el 44%. La razón de este menor impacto ambiental es que, al recuperarse más materiales en el Sistema B, la cantidad de residuos de envases que terminan en un tratamiento finalista es menor que en el A y, por lo tanto, también es menor su impacto ambiental.
- En cuanto a los créditos obtenidos por la generación de energía, estos son ligeramente menores para el Sistema B, ya que llega menos material a la incineradora. El cambió es idéntico para todas las categorías de impacto (11%), ya que depende exclusivamente de la cantidad de electricidad obtenida y del mix energético substituido, que siempre son los mismos.
- Sin embargo, los créditos obtenidos por la generación de material secundario aumentan ligeramente (entre un 17% y un 30%), ya que la tasa de reciclaje es mayor para el Sistema B y se obtienen más materiales.

8.5.4. Análisis de sensibilidad

Según la ISO 14044: "*El análisis de la sensibilidad es un procedimiento para determinar la manera en el que los cambios en los datos y en las elecciones metodológicas, afectan a los resultados de la EICV.*"

Siguiendo esta recomendación, se han realizado una serie de análisis de sensibilidad sobre aquellas variables que, a priori, se supone puedan tener mayor influencia en los resultados. El objetivo de esta fase es determinar la robustez de los resultados y ver si valores posibles y diferentes a los usados de algunas de las variables pueden modificar o no la tendencia en los resultados obtenidos hasta el momento. Estas variables se parametrizan en el modelo y se les da nuevos valores para el cálculo de nuevos escenarios.

Los parámetros que se han variado se recogen en la Tabla 8.62, donde se muestra el valor del escenario base y de la variación. Los análisis de sensibilidad realizados se han numerado para una mejor identificación en la presentación de resultados.

Tabla 8.62 Parámetros y valores sobre los que se ha realizado el análisis de sensibilidad.

Ref. Parámetro	Análisis de sensibilidad realizado	Escenario base	Escenario nuevo
	PARA EL SISTEMA A		
PA.1	Porcentaje de recogida selectiva de EELL	37,6%	52,6%
PA.2	Porcentaje de recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL	12,5%	14,2%
PA.3	Porcentaje de plantas de selección de envases automáticas	76,7%	100%
PA.4	Porcentaje de residuos recogidos en masa que pasan por TMB	76,4%	100%
PA.5	Porcentaje de recogida selectiva de vidrio	50,8%	70,0%
PA.6	Efectividad de selección del vidrio en TMB	8,2%	15,0%
PA.7	Todos los anteriores	-	-
	PARA EL SISTEMA B		
PB.1a	Número de máquinas de conteo por planta de conteo	3	2
PB.1b	Número de máquinas de conteo por planta de conteo	3	6
PB.2	Aproximación metodológica para equipamientos	Cut-off	Expansión
PB.3	Comportamiento de los ciudadanos al introducir el SDDR	Considera efecto rebote en reciclaje de EELL y V	No considera efecto rebote en reciclaje de EELL y V

En la Figura 8.3, se muestran los resultados globales comparados de los análisis de sensibilidad realizados sobre el Sistema A y se comparan con el escenario base de los dos sistemas comparados, A y B. A excepción del PARA – directamente vinculado al ahorro de impactos por la recuperación de materiales – para todas las categorías, cualquiera de los escenarios propuestos se comporta mejor desde el punto de vista ambiental que el Sistema A y más aún que el Sistema B.

En la Figura 8.4, se realiza el mismo ejercicio con los nuevos escenarios del Sistema B. El resultado obtenido es similar al obtenido con los escenarios del Sistema A aunque, en esta ocasión, uno de los escenarios (PB.1b) ofrece peores resultados que el Sistema B en su escenario base.

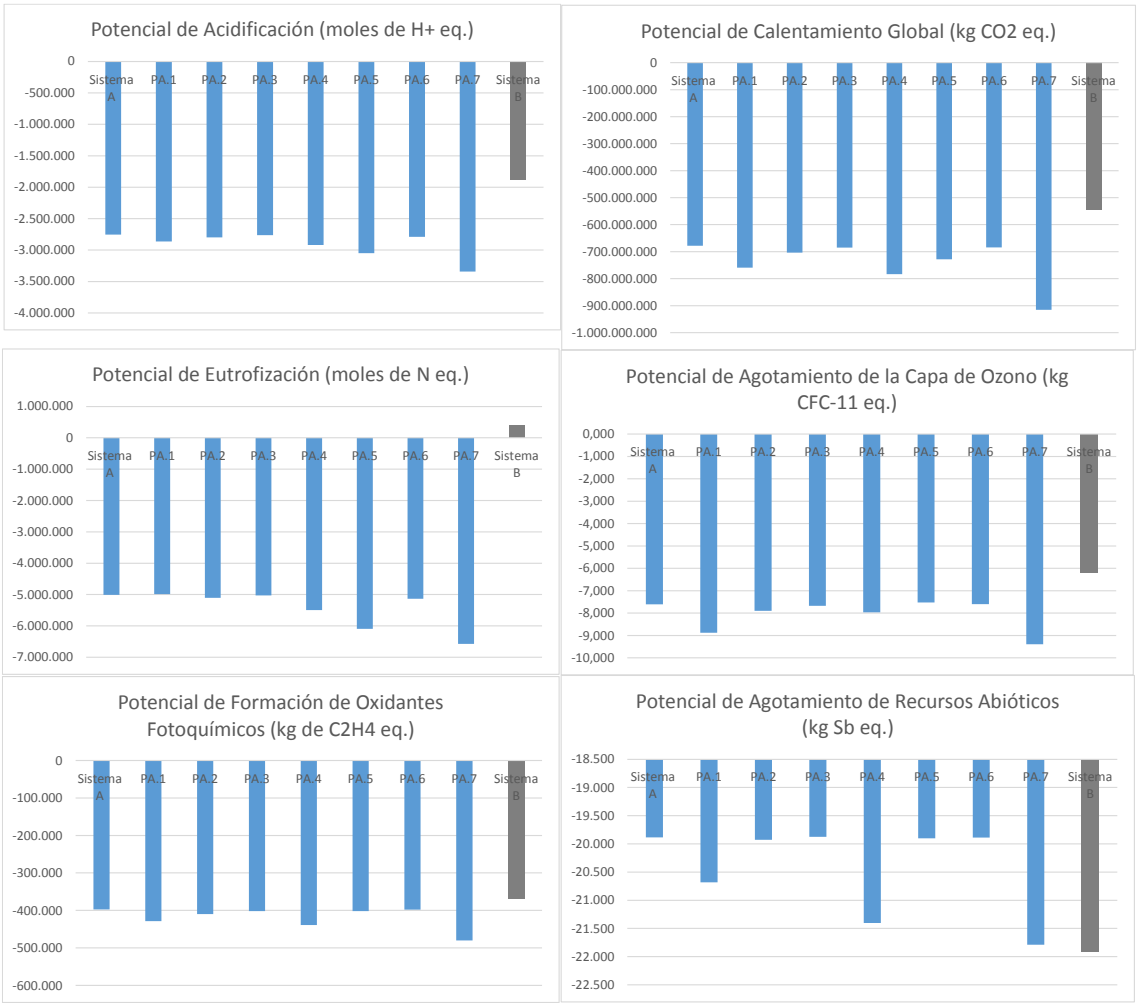


Figura 8. 3 Resultados absolutos del análisis de sensibilidad del sistema A frente al B.

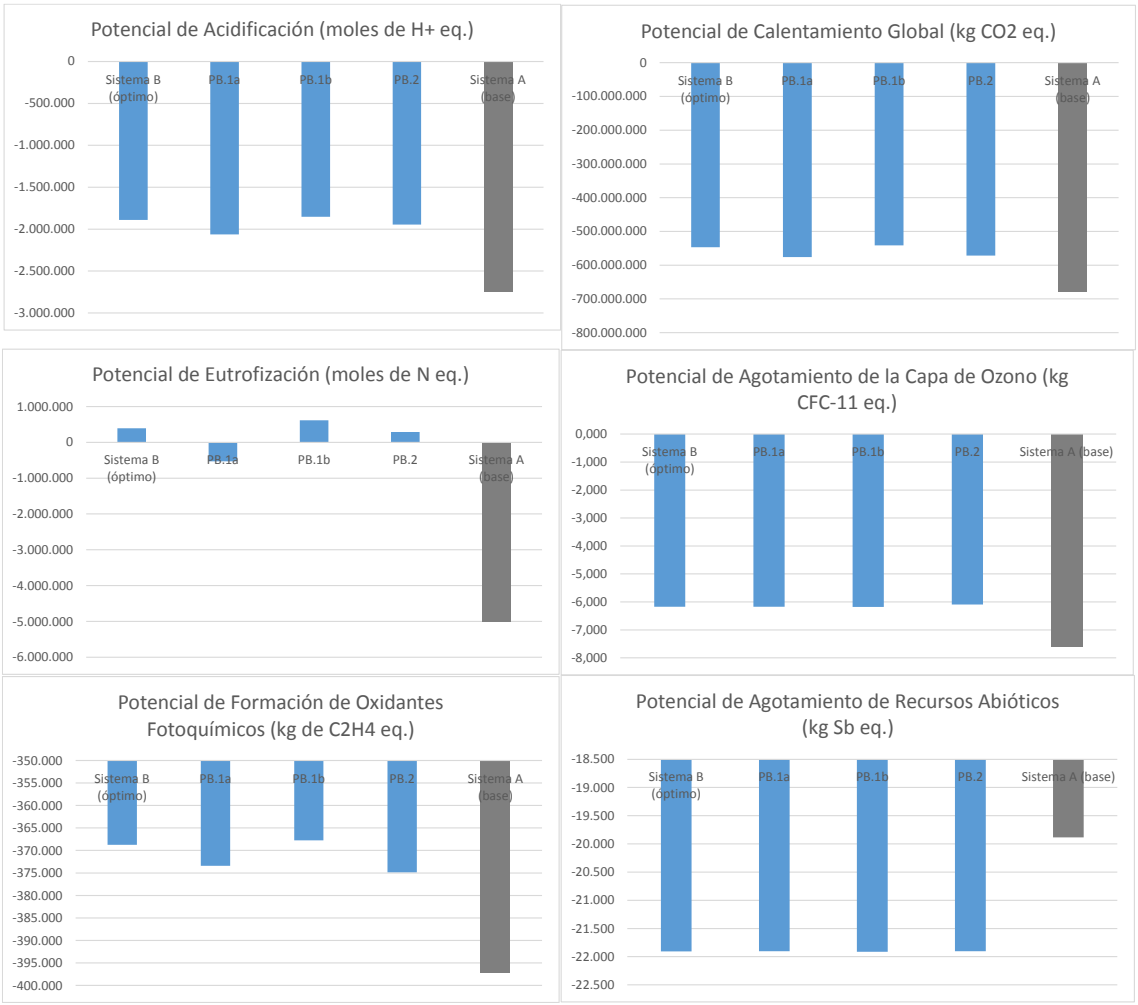


Figura 8. 4 Resultados absolutos del análisis de sensibilidad del sistema A frente al B.

En los apartados siguientes, se analizan por separado y en detalle cada uno de los análisis de sensibilidad realizados, ofreciendo los resultados numéricos en tablas. En todos los casos, se han utilizado las siguientes fórmulas para determinar el porcentaje de mejoría o no en el impacto ambiental de cada uno de los sistemas con la variación de parámetros:

$$\Delta \text{ IA respecto al Sistema A} = (IA_m - IA_a)/|IA_a|$$

$$\Delta \text{ IA respecto al Sistema B} = (IA_m - IA_b)/|IA_b|$$

Donde:

Δ IA = Variación del impacto ambiental

IA_m = Impacto ambiental con el parámetro modificado

IA_a = Impacto ambiental del escenario base del Sistema A

IA_b = Impacto ambiental del escenario base del Sistema B

Por lo tanto, un valor superior a cero implica que la opción analizada es peor que el escenario de base (tiene más impacto ambiental). Un valor negativo, por el contrario, significa que la opción modificada tiene menor impacto ambiental que la del escenario de base.

8.5.4.1. *PA.1. Porcentaje de recogida selectiva de EELLL*

El porcentaje de recogida selectiva del escenario base (37,6%) se ha calculado con los resultados del balance de materia. Este parámetro se ha variado utilizando los datos de aportación en el contenedor amarillo (o de aportación por persona) de la Comunidad Autónoma de España que más aporta al contenedor amarillo respecto a lo adherido, aportados por Ecoembes. Esta corresponde al País Vasco, con un valor del 52,6%. En este análisis de sensibilidad, por lo tanto, se está asumiendo que a nivel nacional se pueden conseguir los mismos niveles de aportación de la CCAA más efectiva de España.

El porcentaje de mejora respecto a la situación actual, el 15,02%, se ha repartido proporcionalmente a la capacidad de mejora en la recogida selectiva de cada uno de los materiales. En particular, se han aplicado los porcentajes que se detallan en la Tabla 8.63.

Tabla 8.63. Porcentaje de mejora de la recogida selectiva de EELL aplicado para cada material

	Brik	Acero	Aluminio	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla
Mejora	1,65%	4,62%	0,88%	1,64%	3,44%	0,80%	2,00%

En la Tabla 8.64 se presentan los resultados relativos de variar este parámetro sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, aumentar el porcentaje de envases recogidos de forma selectiva mejora el comportamiento ambiental del Sistema A para todas las categorías de impacto, excepto para el PE, entre un 4 y un 16,7%. Respecto al Sistema B, la variación de este parámetro supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A en todas las categorías de impacto respecto a los resultados de los escenarios base (a excepción del PE). En el caso particular del PARA, cabe mencionar que la diferencia respecto al escenario base y el Sistema B se reduce (pasando del 10,2 al 6,2%), lo cual indica que también es más favorable para el Sistema A.

Tabla 8.64. Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.1 (porcentaje de recogida selectiva de EELL).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-4,0%	-35,4%
PCG	kg CO_2 eq.	-11,9%	-31,3%
PE	moles de N eq.	0,5%	-63,7%
PACO	kg CFC-11 eq.	-16,7%	-35,5%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-7,9%	-15,1%
PARA	kg Sb eq.	-4,0%	6,2%

8.5.4.2. *PA.2. Porcentaje de recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL*

El análisis de sensibilidad sobre este parámetro se ha aplicado utilizando el porcentaje real de variación en las recogidas selectivas en el ámbito privado de Ecoembes entre 2014 y 2015, que pasó globalmente del 12,5% al 14,2%. El porcentaje de mejora respecto a las cantidades recogidas en 2014 para cada uno de los materiales que se ha aplicado se recoge en la Tabla 8.65.

Tabla 8.65. Porcentaje de mejora de las recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL aplicado para cada material.

	Brik	Acero	Aluminio	PEAD	PET	Film	Plástico mezcla
Mejora	0,05%	0,50%	1,57%	1,70%	2,91%	2,80%	2,80%

En la Tabla 8.66 se presentan los resultados relativos de variar este parámetro sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, aumentar el porcentaje de envases recogidos por selectivas en el ámbito privado en un 1,7% no tiene un efecto demasiado elevado de ahorro respecto a la situación de partida del Sistema A. Respecto al Sistema A, la variación del impacto para todas las categorías de impacto oscila entre un -0,2 y un -3,8%. Respecto al Sistema B, la variación de este parámetro supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A en todas las categorías de impacto. En el caso particular del PARA, cabe mencionar que la diferencia respecto al escenario base y el Sistema B se reduce ligeramente (pasando del 10,2 al 9,9%), lo cual indica que también es más favorable para el Sistema A.

Tabla 8.66. Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.2 (porcentaje de recogidas selectivas e de EELL).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-1,6%	-33,0%
PCG	kg CO_2 eq.	-3,8%	-23,2%
PE	moles de N eq.	-1,9%	-66,1%
PACO	kg CFC-11 eq.	-3,8%	-22,7%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-3,1%	-10,3%
PARA	kg Sb eq.	-0,2%	9,9%

8.5.4.3. *PA.3. Porcentaje de plantas de selección de envases automáticas*

Se ha realizado un análisis de sensibilidad considerando que todas las plantas de selección de envases son automáticas, aplicando sus efectividades correspondientes.

En la Tabla 8.67 se presentan los resultados relativos de variar este parámetro sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, aumentar hasta el 100% el porcentaje de residuos de envase que se gestionan en PSE automáticas no tiene una gran influencia en los resultados (entre un 0 -1,1% en todas las categorías de impacto). Esto es debido a que la diferencia entre el mix de eficiencias de plantas automáticas y manuales del escenario base (con un 76,7% de plantas automáticas) no difiere demasiado de las eficiencias de las plantas automáticas. Respecto al Sistema B, la variación de este parámetro supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A en todas las categorías de impacto, excepto para el PARA (para el cual se mantiene igual que en el escenario base).

Tabla 8.67. Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.3 (porcentaje de PSE automáticas).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-0,3%	-31,6%
PCG	kg CO_2 eq.	-0,9%	-20,4%
PE	moles de N eq.	-0,4%	-64,5%
PACO	kg CFC-11 eq.	-0,9%	-19,7%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-1,1%	-8,3%
PARA	kg Sb eq.	0,0%	10,2%

8.5.4.4. *PA.4. Porcentaje de residuos en masa que pasan por TMB*

Se ha realizado un análisis de sensibilidad considerando que todos los residuos recogidos en masa (el 100%) pasan por una planta de tratamiento mecánico biológico, es decir, que no hay residuos que sean incinerados o vertidos directamente como ocurre en el escenario de base.

En la Tabla 8.68 se presentan los resultados relativos de variar este parámetro sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, aumentar hasta el 100% el porcentaje de residuos recogidos en masa que pasan por una planta de TMB tiene un efecto de mejora sobre el Sistema A que oscila entre el 4,6 y el 15,5% para las diferentes categorías de impacto. Aumentar el porcentaje implica que no se vierten ni incineran residuos de envase directamente y, además, que se recupera una parte de los mismos a través de la selección de envases en las pantas de TMB. Respecto al Sistema B, la variación de este parámetro supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A en todas las categorías de impacto respecto a los resultados de los escenarios base incluido el PARA, que se reduce del 10,2% del escenario base al 2,5% en favor del Sistema B.

Tabla 8.68. Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.4 (porcentaje de residuos en masa por TMB).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-6,0%	-37,3%
PCG	kg CO_2 eq.	-15,5%	-34,9%
PE	moles de N eq.	-9,7%	-73,8%
PACO	kg CFC-11 eq.	-4,6%	-23,5%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-10,5%	-17,7%
PARA	kg Sb eq.	-7,6%	2,5%

8.5.4.5. *PA.5. Porcentaje de recogida selectiva de vidrio*

El porcentaje de recogida selectiva del escenario base (50,8%) se ha calculado con los resultados del balance de materia. Este parámetro se ha variado utilizando los datos de aportación en el contenedor verde (o de aportación por persona) de la Comunidad Autónoma de España que más aporta al contenedor verde respecto a lo adherido, aportados por Ecovidrio. Esta corresponde a Navarra, con un valor del 70%. En este análisis de sensibilidad, por lo tanto, se está asumiendo

que a nivel nacional se pueden conseguir los mismos niveles de aportación de la CCAA más efectiva de España.

En la Tabla 8.69 se presentan los resultados relativos de variar este parámetro sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, aumentar el porcentaje de vidrio recogido de forma selectiva hasta el 70% implica una mejora ambiental respecto al Sistema A de entre el 0,1 al 21,7% (en el caso del PE). Respecto al Sistema B, la variación de este parámetro supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A en todas las categorías de impacto respecto a los resultados de los escenarios base, incluido ligeramente el PARA (para el cuál se pasa del 10,2% del escenario base al 10,1% en el nuevo escenario en favor del Sistema B.)

Tabla 8.69 Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.5 (porcentaje de recogida selectiva de vidrio)

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-10,7%	-42,1%
PCG	kg CO_2 eq.	-7,3%	-26,7%
PE	moles de N eq.	-21,7%	-85,9%
PACO	kg CFC-11 eq.	1,1%	-17,8%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-1,2%	-8,4%
PARA	kg Sb eq.	-0,1%	10,1%

8.5.4.6. *PA.6. Efectividad de selección del vidrio en TMB*

La efectividad de selección del vidrio en plantas de tratamiento mecánico-biológico promedio en España es muy baja (8,2%). Se ha realizado un análisis de sensibilidad considerando que el 15% del vidrio que entra en este tipo de plantas puede ser recuperado. Este valor corresponde al porcentaje de recuperación de vidrio en plantas de Cataluña según datos aportados por Ecovidrio.

En la Tabla 8.70 se presentan los resultados relativos de variar este parámetro sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, mejorar la eficiencia de recuperación del vidrio en plantas de TMB hasta un 15% no tiene una gran influencia en los resultados (entre un 0 -2,6% en todas las categorías de impacto). Esto es debido a que la cantidad de vidrio que se recoge en masa y termina en este tipo de instalaciones no es demasiado en relación al vidrio que se recoge de forma selectiva; de ahí que su influencia sea pequeña. Respecto al Sistema B, la variación de este parámetro supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A en todas las categorías de impacto respecto a los resultados de los escenarios base, a excepción de para el PACO (para la que se incrementa en un 0,1%). En el caso del PARA también se produce una ligera mejora en favor del Sistema A, puesto que la diferencia en favor del Sistema B se reduce del 10,2% del escenario base al 10,1% en el nuevo.

Tabla 8.70 Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.6 (efectividad de selección de vidrio en TMB).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-1,2%	-32,6%
PCG	kg CO_2 eq.	-0,9%	-20,3%
PE	moles de N eq.	-2,6%	-66,7%
PACO	kg CFC-11 eq.	0,1%	-18,8%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-0,2%	-7,4%
PARA	kg Sb eq.	0,0%	10,1%

8.5.4.7. *PA.7. Todos los anteriores juntos (de PA.1 a PA.6)*

Por último, se ha realizado un análisis de sensibilidad aunando las modificaciones de parámetros descritas anteriormente.

En la Tabla 8.71 se presentan los resultados relativos de variar conjuntamente los parámetros analizados de forma aislada en los apartados anteriores sobre los Sistemas A y B. Como puede observarse, la aplicación de estas mejoras supone un ahorro de impacto en el Sistema A que oscila entre el 9,6 y el 34,9% en función de la categoría de impacto. Respecto al Sistema B cabe mencionar que estas mejoras suponen un ahorro notable en todas las categorías de impacto respecto a los resultados de los escenarios base. En el caso del PARA, el único indicador ambiental para el cual el Sistema B tiene un mejor comportamiento que el A en los escenarios base, la mejora del Sistema B respecto al A se reduce a un 0,6%.

Tabla 8.71. Incremento porcentual del impacto por la variación del PA.7 (de PA.1 a PA.6).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	-21,3%	-52,7%
PCG	kg CO_2 eq.	-34,9%	-54,3%
PE	moles de N eq.	-31,3%	-95,5%
PDCO	kg CFC-11 eq.	-23,5%	-42,3%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	-20,9%	-28,1%
PARA	kg Sb eq.	-9,6%	0,6%

8.5.4.8. *PB1 a y b. Número de máquinas de conteo por planta de conteo*

Puesto que se desconoce la distribución en el territorio y los km recorridos desde la recogida manual de envases de SDDR hasta las plantas de conteo, se ha variado el escenario base considerado en el estudio (3 máquinas de conteo por planta) utilizando un número de plantas diferente encontrado en otros estudios. En particular, 2 máquinas de conteo por planta utilizado en el estudio de (Sismega, 2011) y de 6 máquinas por planta utilizado en el estudio de (Eunomia, 2012).

Esto tiene una repercusión tanto en las distancias (d3) para el modelo de recogida y transporte desarrollado en el Apartado 7.7.2 como en el consumo energético asociado a estas instalaciones. En la Tabla 8.72 se recogen los datos considerados para el análisis de sensibilidad. Cabe destacar que la ubicación de las plantas de conteo necesarias y el cálculo de sus distancias promedios ha sido realizado por la UPM con el método descrito en el Capítulo 7 para el escenario base.

Tabla 8.72. Relación de parámetros variados para considerar el efecto de considerar 2 ó 6 máquinas de conteo por planta de conteo de envases SDDR.

	PB1.a	PB1.b
Número máquinas de conteo por planta	2	6
Número de plantas necesarias	64[248]	23
Distancia promedio (km)	25,19	43,01
Consumo de energía (kWh/t)	42,9	19,2

En la Tabla 8.73 y Tabla 8.74 se presentan los resultados relativos de variar en número de máquinas de conteo por planta de conteo a 2 y a 6 (en relación a las 3 que se han considerado en el escenario base).

Como puede observarse, la disminución a 2 máquinas de conteo por planta tiene una mejora ambiental en el Sistema B para todas las categorías a excepción del PACO y el PARA (en las que prácticamente no hay efecto) que oscila entre el -1,3% para el PFOF y el -37% para el PE. Sin embargo, pasar a 6 máquinas de conteo por planta, supone un empeoramiento del impacto ambiental del Sistema B de entre un 0,3% para el PFOF y el 8,7% para el PE. El efecto en ambos sentidos está directamente relacionado con la distancia recorrida entre los puntos de recogida y las plantas de conteo. Aumentar la dotación de plantas de 45 a 64, con una distancia a recorrer menor (25,29 km) a la considerada en el escenario base (32,60 km) tiene un beneficio ambiental de aquellos impactos relacionados con emisión de gases por la quema de combustibles en el transporte. Por el contrario, tener una red menor de plantas (23) con una distancia a recorrer mucho mayor (43,01 km), tiene un impacto mucho más elevado (que no compensa la mejora de la eficiencia de las plantas más grandes en términos de kWh consumidos por tonelada tratada).

Respecto al Sistema A, la variación de 3 a 2 máquinas por planta supone una disminución de la diferencia en favor del Sistema A de los escenarios base (a excepción de para el PACO para el que se mantiene). Variar de 3 a 6 máquinas supone un aumento de la diferencia en favor del Sistema A de los escenarios base en todos los casos, a excepción de para el PACO (para el que se reduce en un 0,1%) y para el PARA (para el que se mantienen los mismos valores que para el escenario base). En ninguno de los casos, sin embargo, cambia los resultados obtenidos de preferencia del Sistema A frente al B.

[248] En realidad, utilizando los datos de dimensionamiento aplicados en el Capítulo 7 (2 turnos por planta), salen un total de 68 plantas necesarias. En lugar de crear tantas plantas, en las 4 CCAA con mayor aportación se ha decidido aumentar a 3 el número de turnos de una de sus plantas para dejar el número total a 64.

Tabla 8.73. Incremento porcentual del impacto por la variación del PB1.a (2 máquinas de conteo por planta de conteo).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	25,1%	-9,2%
PCG	kg CO_2 eq.	15,1%	-5,3%
PE	moles de N eq.	50,9%	-37,0%
PACO	kg CFC-11 eq.	18,9%	0,0%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	6,0%	-1,3%
PARA	kg Sb eq.	-10,1%	0,0%

Tabla 8.74. Incremento porcentual del impacto por la variación del PB1.b (6 máquinas de conteo por planta de conteo).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	32,8%	2,0%
PCG	kg CO_2 eq.	20,2%	1,0%
PE	moles de N eq.	67,3%	8,7%
PACO	kg CFC-11 eq.	18,8%	0,0%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	7,4%	0,3%
PARA	kg Sb eq.	-10,2%	0,0%

8.5.4.9. *PB2 Aproximación metodológica de los equipamientos*

Tal y como se ha determinado en los límites del sistema de estudio (Apartado 8.1.3), el impacto ambiental y los créditos asociados al tratamiento y reciclaje de los contenedores de recogida selectiva y en masa, de las máquinas de retorno, de las cajas de cartón, de las bolsas o de las cajas de plástico empleadas en el SDDR, no se han incluido en el estudio, al aplicarse el método del "cut-off" (Ekvall, T., 2000). Este método supone que el impacto ambiental asociado a los procesos de recuperación de los materiales obtenidos por la gestión como residuos de estos bienes, debería de imputarse a la etapa de fabricación de los productos que van a ser fabricados con los materiales reciclados que se obtengan.

Aplicar esta regla en el caso de los contenedores no tiene ningún efecto en los resultados, puesto que tanto en el Sistema A como el en B se mantiene su número. Sin embargo, el material recuperado por las bolsas empleadas para la recogida del SDDR en masa o en máquinas, o de las cajas de cartón o de plástico, así como de las máquinas, sí que podría tener un efecto, puesto que, en realidad, están añadiendo "nuevas funciones al sistema B", que sería la obtención de estos materiales recuperados (similar a lo que ocurre con los materiales de envases bajo estudio).

Por este motivo, se ha realizado un análisis de sensibilidad, realizando una expansión del sistema para estos materiales; es decir, se ha descontado el impacto ambiental asociado a la obtención del material de fuentes alternativas y se le ha sumado el impacto asociado al proceso de

reciclaje. El resultado total es un crédito neto (un valor negativo), que se ha descontado al impacto del Sistema B.

En la Tabla 8.75 se detallan los datos de entrada que se han utilizado, así como los procesos de la base de datos que se han empleado para calcular los créditos. Para calcular los impactos ambientales del proceso de reciclaje, se han utilizado los mismos datos de inventario que para el PEBD y el Film en el resto del estudio. Para las cajas de cartón, se ha empleado el inventario específico desarrollado en el marco del proyecto FENIX para este material por el Instituto Tecnológico del Mueble, Madera, Embalaje y Afines (AIDIMA, 2012). Cabe mencionar que, en este caso, al tratarse de un material más limpio, como hipótesis conservadora se han aplicado unos factores Q de sustitución de 0,9 (es decir, del 90%) en lugar del 0,59 para el PEBD y del 0,79 para el PEAD que se han utilizado para los materiales de envase bajo estudio.

Tabla 8.75. Datos empleados para realizar el análisis de sensibilidad del PB2 (aproximación metodológica de los equipamientos)

Equipamientos SDDR	INPUTS (kg) UF	Inventario de ciclo de vida utilizado	Base de datos	Factor Q	Cantidad sustituida (kg)*
Bolsas PEBD	16.005.998	Polyethylene Low Density Granulate (LDPE)	GaBi	0,90	14.405.399
Cajas cartón	20.534.170	Wellenstoff (FEFCO)	FEFCO	0,90	12.622.354
Cajas plástico	1.019.095	Polyethylene high density granulate (PEHD)	GaBi	0,90	917.186
Máquinas RVM	15.736.662	n. d	n.d	n.d	n.d

* Para las bolsas y cajas de plástico, el material sustituido sale de la multiplicación del input por el Factor Q. En el caso de las cajas de cartón, se ha tenido en cuenta también que – según los datos del inventario utilizado para la fabricación de las cajas de cartón en el estudio – estas cajas contienen un 31,7% de cartón reciclado. Puesto que a este cartón no se le ha sumado ningún impacto ambiental en la etapa de fabricación de las cajas de cartón, no se le puede restar tampoco el impacto ambiental asociado a su reciclaje.

Como puede observarse en la Tabla 8.76, esta asunción metodológica tiene una mejora ambiental en el Sistema B para todas las categorías, a excepción del PACO y el PARA, que oscila entre el -1,5% para el PFOF y el -4,9% para el PE.

Respecto al sistema A, supone una disminución de la diferencia en favor del Sistema A de los escenarios base en todas las categorías de impacto, a excepción de para el PACO. En este caso se produce una ligera mejora (1,1%) respecto a los resultados del Sistema base en favor del Sistema B. A pesar de la disminución general, en ninguno de los casos cambia los resultados obtenidos de preferencia del Sistema A frente al B.

Tabla 8.76. Incremento porcentual del impacto por la variación del PB2 (aproximación metodológica de los equipamientos).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	29,6%	-2,5%
PCG	kg CO_2 eq.	16,2%	-4,0%
PE	moles de N eq.	62,4%	-4,9%
PACO	kg CFC-11 eq.	20,0%	1,4%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	5,8%	-1,5%
PARA	kg Sb eq.	-10,1%	0,0%

8.5.4.10. *PB.3 Comportamiento de los ciudadanos al introducir el SDDR*

En este estudio, a raíz de una encuesta realizada por Instituto APOLDA, 2016 se ha considerado que la introducción del SDDR producirá un efecto rebote en el comportamiento de los ciudadanos, que dejarán de separar de forma selectiva y de tirar en el contenedor de SCRAP EELL y vidrio. En este escenario se ha considerado la posibilidad de que no exista este efecto rebote.

Como puede observarse en la Tabla 8.77, esta asunción metodológica tiene una mejora ambiental en el Sistema B para todas las categorías que oscila entre el -0,5% para el PARA y el -16,6% para el PACO. Respecto al Sistema A, supone una disminución de la preferencia del Sistema A frente al B de los escenarios base en todas las categorías de impacto excepto el PARA, en el que la mejora del Sistema B frente al A aumenta un 0,5% respecto al escenario base. Sin embargo, en ningún caso cambia los resultados obtenidos de preferencia del Sistema A frente al B.

Tabla 8.77. Incremento porcentual del impacto por la variación del PB3 (comportamiento de los ciudadanos al introducir el SDDR).

CATEGORÍA DE IMPACTO	Unidades	RESPECTO AL SISTEMA A Mejor (-) o Peor (+)	RESPECTO AL SISTEMA B Mejor (-) o Peor (+)
PA	moles de H^+ eq.	28,2%	-4,7%
PCG	kg CO_2 eq.	14,5%	-6,0%
PE	moles de N eq.	62,4%	-4,8%
PACO	kg CFC-11 eq.	5,4%	-16,6%
PFOF	kg de C_2H_4 eq.	8,6%	1,5%
PARA	kg Sb eq.	-10,7%	-0,5%

8.5.5. Comparación global de efectos en los resultados

Una vez analizado el efecto de los diferentes parámetros que podrían influir los resultados ambientales de cada uno de los dos sistemas, se ha realizado un análisis comparativo de dichas influencias para determinar si la aplicación de estos parámetros cambiaría la tendencia de los

resultados globales del estudio; es decir, si en algún caso el Sistema B sería mejor ambientalmente que el Sistema A.

En la Tabla 8.78 se muestran los resultados del análisis de sensibilidad de todos los escenarios analizados con un código de colores. Los resultados de la comparación de los dos sistemas se han separado en cuartiles de porcentajes (0-25%, 26-50% y >50%), y se ha usado una graduación de colores: verde para el Sistema A y naranja para el Sistema B.

Tabla 8.78. Resultado del análisis de sensibilidad de variables sobre los resultados del estudio.

	PA	PCG	PE	PACO	PFOF	PARA
base	31,4%	19,4%	64,1%	18,9%	7,2%	10,2%
PA.1	35,4%	31,3%	63,7%	35,5%	15,1%	6,2%
PA.2	33,0%	23,2%	66,1%	22,7%	10,3%	9,9%
PA.3	31,6%	20,4%	64,5%	19,7%	8,3%	10,2%
PA.4	37,3%	34,9%	73,8%	23,5%	17,7%	2,5%
PA.5	42,1%	26,7%	85,9%	17,8%	8,4%	10,1%
PA.6	32,6%	20,3%	66,7%	18,8%	7,4%	10,1%
PA.7	52,7%	54,3%	95,5%	42,3%	28,1%	0,6%
PB.1a	25,1%	15,1%	50,9%	18,9%	6,0%	10,1%
PB.1b	32,8%	20,2%	67,3%	18,8%	7,4%	10,2%
PB.2	29,6%	16,2%	62,4%	20,0%	5,8%	10,1%
PB.3	28,2%	14,5%	62,4%	5,4%	8,6%	10,7%

Mejor Sistema A (> 51%)
Mejor Sistema A (entre 26-50%)
Mejor Sistema A (entre 0-25%)
Mejor Sistema B (entre 0-25%)
Mejor Sistema B (entre 26-50%)
Mejor Sistema B (>51%)

Como puede observarse, ninguno de los escenarios analizados permite concluir que se obtendría una mejora ambiental con la implantación SDDR en el Sistema B, a excepción de para el PARA. A la hora de interpretar los resultados, es importante remarcar que esta es justamente una de las categorías de impacto para la cual los resultados comparados son más pequeños (más cercanos a cero) y, por lo tanto, menos concluyentes en cuanto a resultados teniendo en cuenta la incertidumbre inherente en los datos utilizados. Además, esta categoría de impacto está estrechamente ligada a la tasa de retorno de los envases SDDR que se ha considerado (de forma muy conservadora y beneficiosa para el Sistema B) que es del 90% - cuando en otros países donde se está implantado el SDDR desde hace años ronda el 84-85% (ver Anexo 8.7). Cualquier tasa de retorno de envases inferior al 90% comportaría una diferencia menor entre los dos sistemas para esta categoría de impacto y una diferencia mayor en el resto de categorías en favor del Sistema A frente al B.

Atendiendo a estos hechos, se puede concluir que ninguno de los escenarios analizados aconseja la introducción del SDDR.

8.5.6. Análisis de la calidad de los datos

Los datos utilizados en este estudio cumplen con una serie de requisitos en cuanto a su precisión, integridad, coherencia y representatividad, que hacen que su calidad general se considere buena (ver Tabla 8.1 y Tabla 8.79)

Tabla 8.79. Resultado del análisis de sensibilidad de variables sobre los resultados del estudio.

Precisión	En el informe se detalla para cada dato si este ha sido medido y modelizado en base a información primaria o bien si se ha obtenido de una base de datos. Puesto que los datos relevantes han sido obtenidos en base a información proporcionada por empresas u organizaciones que disponían de las tecnologías en cuestión, no es necesario aportar más descripción sobre la precisión de los datos. Se ha ido a buscar los datos a quien los puede tener, y se entiende que otros datos mejores deberían pasar por las mismas fuentes. A medida que pase el tiempo, se podrá disponer de datos de mejor calidad en el sector de la gestión de los residuos. Sin embargo, para contrarrestar posibles incertidumbres, se ha realizado un análisis de sensibilidad de algunos datos que se han considerado sensibles en el estudio. No obstante, es posible que la precisión en los datos obtenidos para el SDDR sea inferior a los obtenidos para los SCRAP, ya que se está evaluando una situación hipotética no presente en el mercado español, de la cual se han de estimar los datos.
Integridad	Se han incluido y considerado todos los procesos relevantes del sistema de estudio, representando su situación específica. Si se ha obviado alguno, se ha indicado en el apartado correspondiente, junto con el argumento que sustenta su no consideración. Los datos *background* se han obtenido de la base de datos de GaBi y en caso de no estar disponibles, de Ecoinvent. No obstante, al ser el SDDR un sistema imposible de estudiar en detalle, ya que no existe, en estos momentos, implementado en España, es posible que algunos procesos que se darían en la realidad en el caso que se implantase no se hayan estudiado por no conocer de su existencia.
Coherencia	Para asegurarla, sólo se han usado datos primarios con el mismo nivel de detalle y datos *background* de la base de datos de GaBi y de Ecoinvent (como alternativa si no se disponía de datos en GaBi). En todo el proceso de modelización, se han realizado balances de masa y energía de forma continua. Cuando ha habido varias opciones a tomar en la modelización, se ha intentado siempre tomar una posición conservadora, de tal manera que favoreciera al sistema propuesto basado en el SDDR. Si no ha sido así en algún momento, se ha especificado y argumentado.

Reproducibilidad		La reproducibilidad del estudio está garantizada a nivel interno, puesto que los datos primarios proporcionados, los modelos y los procesos de las bases de datos utilizados están disponibles en una base de datos. Los datos de los diferentes subsistemas incluidos se han modelizado utilizando los datos más actualizados disponibles a partir de datos públicos, aportados por los diferentes actores implicados, o extraidos de bases de datos internacionales. Todos los datos se han puesto al alcance de los expertos revisores del estudio. Sin embargo, por razones de confidencialidad de algunos datos, para un público externo no está garantizada la reproducibilidad.
Representatividad	Cobertura temporal	Se han utilizado datos con una antigüedad máxima de 10 años. Se ha procurado utilizar datos de 2014 en todos los casos.
	Cobertura geográfica Cobertura técnica	Para el uso de diesel, electricidad y producción de energía térmica se han usado datos promedio Europeos. Para la distribución, transporte y logística se han utilizado datos específicos de España. Para los procesos de fin de vida se han usado promedios europeos para la incineración (que han sido adaptados a la realidad española –ver apartado de hipótesis), el vertido y el reciclaje. Para todos los materiales y procesos utilizados se han utilizado datos de las tecnologías más avanzadas disponibles.

8.5.7. Conclusiones

Las principales conclusiones del estudio ambiental son las siguientes:

RESULTADOS GLOBALES

- **Los ahorros ambientales de ambos sistemas son superiores a sus impactos, es decir, ambos ofrecen un servicio ambiental positivo**. Sin embargo, aunque el SDDR obtuviese un pleno desarrollo y alcanzase un índice de devolución del 90% de sus envases, **el sistema actual obtiene significativamente mejores resultados en todas las categorías de impacto analizadas, a excepción del potencial de agotamiento de recursos (PARA),** estrechamente vinculado a la potencial mayor tasa de reciclado del Sistema B (12,5% para envases y 1,5% respecto al total de RSU de España).

- **El aumento de tasa de reciclado del SDDR se obtiene a base de procesos que conllevan más contaminación,** fundamentalmente asociados a la necesidad de más equipamientos (máquinas, bolsas y cajas) y a un transporte menos eficiente de los residuos de envase recogidos de forma manual (aproximadamente un 54% en peso de los envases SDDR). Estos resultados responden a la estructura comercial y a las características de los comercios que distribuyen envases de bebidas en España, que puede ser diferente a la de otros países en los que se ha implantado un SDDR.

- Respecto al impacto sobre la salud humana, que la Ley de Residuos también demanda, éste viene representado por las categorías de impacto de agotamiento de la capa de ozono y de smog. Para estas categorías, el Sistema A se comporta mejor que el B en todos los escenarios analizados.

- **El impacto de recoger los envases sujetos a SDDR (Flujo 1) en el Sistema B es muy superior al del Flujo 2, es incluso superior al total del Sistema A para recoger los dos flujos en todas las categorías de impacto analizadas.**

- Siguiendo la recomendación de la norma ISO 14044, se han realizado una serie de análisis de sensibilidad sobre aquellas variables que, a priori, se supone puedan tener mayor influencia en los resultados. Globalmente puede concluirse que **ninguna de las alternativas analizadas (tanto en los escenarios base como en los alternativos) aconseja el cambio de sistema**, ni siquiera para la categoría de impacto de agotamiento de recursos. La diferencia en esta categoría de impacto para los dos sistemas analizados es muy pequeña y sujeta a una tasa de retorno de los envases SDDR del 90%. Cualquier tasa de retorno inferior haría disminuir la diferencia en esta categoría de impacto entre los dos sistemas y aumentaría la diferencia del resto de categorías de impacto en favor del Sistema A.

RESULTADOS POR ETAPAS DE CICLO DE VIDA EN EL SISTEMA A

- La **mayor parte del impacto ambiental** en todas las categorías de impacto está asociada a los procesos de transformación asociados a la **etapa de reciclado** de los materiales (entre el 51,9% y el 97,6% en todos los casos). En cuanto al **crédito ambiental**, prácticamente su totalidad está asociada a la **recuperación de materiales** (siempre mayor al 96%).

- La etapa de **recogida y transporte** es la segunda en contribución para el PA (20%), el PE (34,93%) y el PFOF (27,8%).

- El **tratamiento finalista** de los residuos (vertido e incineración), es el segundo en contribución para el PCG (18,6%) y el tercero para el PE (9,2%).

- Las etapas de **equipamiento** y **selección** son las que menos contribuyen al impacto global del sistema (entre un 0% y un 3% en todas las categorías de impacto a excepción del PARA, para el que los equipamientos contribuyen en un 13,4%, siendo el segundo proceso en contribución para esta categoría). El 10,5% del total del impacto relativo a los equipamientos está asociado los contenedores de fibra de vidrio utilizados para la recogida selectiva del vidrio.

RESULTADOS POR ETAPAS DE CICLO DE VIDA EN EL SISTEMA B

- Paralelamente al Sistema A, la etapa que tiene un **mayor impacto ambiental** en todas las categorías de impacto (entre un 42,9% y un 96,9%), a excepción del PE (37,3%), es la de **reciclado de materiales**. En cuanto al **crédito**, prácticamente su totalidad está asociada también a la **recuperación de materiales** (entre un 97,6% y un 100% en todos los casos).

- La etapa de **recogida y transporte** es la que más contribuye al PE (52,9%), y la segunda en contribución para el PA (39,3%), el PCG (21,5%) y el PFOF (25,5%).

- Los **equipamientos** necesarios para el Sistema B representan la segunda etapa en contribución sobre el PFOF (26,4%), y los terceros en contribución en el resto de categoría de impactos (entre un 2,5% y un 6,8%).
- El **tratamiento finalista** (vertido e incineración) es el tercero en contribución sobre el PCG (11,1%).
- La **etapa que menos contribuye al impacto** es la de **selección** (entre un 0,2% y un 1,4% en todos los casos).

RESULTADOS POR ETAPAS DE CICLO DE VIDA COMPARADOS ENTRE LOS DOS SISTEMAS

- **Generalmente, el Sistema B tiene un porcentaje mayor de impacto que el A**. Sin embargo, la etapa de fin de vida (incineración y vertido) ofrece un menor impacto para el propuesto Sistema B (con una tasa teórica de recuperación del 90%), dándose una mejora de entre el 12% y el 44%. La razón de este menor impacto ambiental es que, al obtenerse una mayor tasa de reciclado, la cantidad de residuos que terminan en un tratamiento finalista, es menor.
- **Si se implementara el Sistema B** en España, **la etapa de equipamientos sería la que ofrecería un mayor incremento de impacto ambiental**, debido a la necesidad de usar un número muy importante de máquinas, y de cajas y bolsas de plástico para la recogida manual, que no aparecen en el Sistema A. La razón del incremento estriba en la mayor necesidad de materiales y en el consumo de energía.
- En segundo lugar, el **impacto de la fase de recogida y transporte aumenta entre 2 y 3 veces**. La variable más influyente en este caso es la necesidad de transportar envases sin compactar.
- **La etapa de reciclaje ofrece impactos entre un 25% y un 50% más elevados para el Sistema B**. Este ligero aumento es debido a que la cantidad de envases que son recuperados es mayor. Aunque el aumento no es espectacular en porcentaje, como se ha dicho anteriormente, en valores absolutos es la etapa que más influye.
- Los **procesos de selección ofrecen resultados alternativos** dependiendo de la categoría de impacto.
- En cuanto a **los créditos obtenidos por la generación de energía, estos son ligeramente menores para el Sistema B, ya que llega menos material a la incineradora**. Sin embargo, los créditos obtenidos por la generación de material secundario aumentan ligeramente (entre un 17% y un 30%), ya que la tasa de reciclaje es mayor para el Sistema B y se obtienen más materiales.

9. ESTUDIO ECONÓMICO

9.1. Aspectos generales

La descripción detallada y la explicación del funcionamiento y características de los dos sistemas en estudio se llevan a cabo en el Capítulo 6. En primer lugar, en los Apartados 9.2 y 9.3, se presenta el cálculo y el análisis de costes del sistema A, que es el sistema vigente en 2014 en España, de forma diferenciada para los dos SCRAP para la recogida selectiva y el reciclaje de los envases ligeros (EELL) (SCRAP de Ecoembes) y el vidrio (SCRAP de Ecovidrio). En el Apartado 9.4 se hace un balance global del Sistema A incluyendo el SCRAP de EELL y el de vidrio.

En segundo lugar, en los Apartados 9.5 y 9.6, se presenta el cálculo y el análisis de costes del sistema B, que modifica la operativa del sistema A para ver las implicaciones de la introducción de un SDDR para determinados envases (90% del Flujo 1), en convivencia con el sistema SCRAP para el resto (Flujo 2 + 10% del Flujo 1). En el Apartado 9.5 se incluye el análisis de costes de la parte de SDDR y en el 9.6 el del SCRAP.

Finalmente, en el Apartado 9.7, se presentan los resultados agregados de los Flujos 1 y 2 y la comparativa entre el Sistema A y el Sistema B.

El cálculo y análisis de costes para el sistema B ha implicado la necesidad de ajustar el funcionamiento del sistema, con hipótesis sobre los cambios en las cantidades y tipología de residuos gestionados y sobre las diferentes actividades, operaciones y procesos. Los cambios en las cantidades de envases, para los distintos flujos de materiales, son los que resultan del balance de materia realizado en el estudio ambiental. Las hipótesis sobre los cambios en las partidas de costes de las diferentes actividades se explican en el Apartado 9.6.

El objetivo del estudio económico es calcular el **coste neto para la sociedad** de ambos sistemas y compararlos. El coste neto se define como la diferencia entre los costes totales del sistema y los ingresos por venta de materiales reciclados.

9.2. Estudio Económico de los envases gestionados por el SCRAP de EELL del Sistema A

En el caso de EELL, todo el sistema corresponde a Ecoembes y el coste neto de esta parte del Sistema A se calcula como la diferencia entre los costes operativos y los ingresos por venta de materiales recuperados:

(1)	COSTE NETO SCRAP EEL	=	COSTES OPERATIVOS SCRAP EELL	–	INGRESOS POR MATERIALES RECICLADOS

9.2.1. Costes del SCRAP de EELL en el Sistema A.

Para calcular los costes del reciclado de los EELL, se ha utilizado la cuenta de resultados por materiales de Ecoembes (debidamente auditada), así como información sobre los costes por actividades; en particular, para la recogida selectiva de EELL y las plantas de selección de EELL (automáticas y manuales), procesos para los cuales las fórmulas de pago de Ecoembes ofrecen inventarios de costes detallados. En todos los casos, se ha trabajado con valores promedio nacionales, que cubren el valor medio de diferentes sistemas de recogida o de diferentes plantas de selección. De la cuenta de resultados por materiales, se ha extraído el papel cartón, la madera, la cerámica y otros materiales, que no forman parte de la unidad funcional.

9.2.1.1. *Recogida selectiva de EELL*

La recogida selectiva de EELL contempla los siguientes costes directos:

- Amortización de los contenedores de recogida
- Mantenimiento de los contenedores
- Amortización del vehículo de recogida
- Mantenimiento del vehículo de recogida
- Explotación
- Seguros e impuestos
- Personal de recogida
- Otros
- Gastos generales
- Beneficio industrial
- Gastos de gestión
- Plus de transporte y transferencia de EELL

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados por materiales de Ecoembes, debidamente auditada.[249]
- El promedio de costes de recogida por actividades por tipos de recogida: carga trasera; carga lateral; iglú y soterrado.[250]
- El estudio para la determinación de la fórmula de pago del punto verde, de aplicación a la recogida selectiva de EELL (Ecoembes, 2007).

9.2.1.2. *Plantas de selección de EELL*

El coste asociado a las Plantas de selección ha sido diferenciado entre plantas automáticas y plantas manuales e incluye los siguientes costes directos:

[249] Esta información contable ha sido provista por la Oficina Técnica que se encuadra en la Dirección Técnica e Innovación de Ecoembes.

[250] Promedio proporcionado por Oficina Técnica de la Dirección Técnica e Innovación de Ecoembes.

- Amortización y financiación
- Personal
- Operación y rechazo
- Mantenimiento
- Gastos generales
- Beneficio industrial

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- El número total de plantas[251]. Se han usado 96 plantas: 54 automáticas y 42 manuales.
- La ponderación del coste entre plantas automáticas (73,4%) y manuales (26,6%)[252].
- La cuenta de resultados por materiales de Ecoembes, debidamente auditada.
- El diseño de la nueva fórmula de pago por selección de EELL en plantas automáticas[253].
- Fórmula de pago por selección de EELL en plantas manuales (ECOEMBES Y ASPLASERM (b), 2012).

9.2.1.3. *Recogidas selectivas en el ámbito privado*

Todas las partidas incluidas en este coste directo se encuentran agrupadas en la contabilidad de Ecoembes, que dispone del coste total de estas recogidas.

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados por materiales auditada de Ecoembes.
- El coste unitario se ha calculado como el coste total dividido por las toneladas recogidas: 93,57 €/t.

9.2.1.4. *Valorización energética (incineración)*

Se da el mismo caso que con las recogidas selectivas en el ámbito privado. Todas las partidas incluidas en este coste directo se encuentran agrupadas en la contabilidad de Ecoembes, que dispone del coste total de incineración.

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados por materiales de Ecoembes.
- El coste unitario se ha calculado como el coste total dividido por las toneladas incineradas: 65,03 €/t.

[251] Dimensionado en el capítulo 6.

[252] Información aportada por Oficina Técnica de la Dirección Técnica e Innovación de Ecoembes.

[253] Información aportada por Ecoembes y ASPLARSEM a partir del documento "*Diseño de la nueva fórmula de pago por selección de envases ligeros en plantas automáticas*", abril de 2012.

9.2.1.5. *Recogida y selección de la fracción resto de los RSU*

En este caso, también todas las partidas incluidas en este coste directo se encuentran agrupadas en la contabilidad de Ecoembes, que dispone del coste total de esta partida.

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados por materiales de Ecoembes.
- La cuenta detallada de la selección por materiales de la fracción resto, distinguiendo entre cantidades recuperadas y cantidades vendidas.
- El coste unitario neto de selección calculado, para cada material, como coste neto dividido por las toneladas recuperadas.

9.2.1.6. *Costes indirectos*

Los costes indirectos incluyen las siguientes partidas:

- Campañas de sensibilización y marketing EE.AA.
- I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto

La fuente de información utilizada ha sido:

- La cuenta de resultados por materiales de Ecoembes.

9.2.2. Ingresos del SCRAP de EELL en el Sistema A.

Los ingresos provienen de la venta de los siguientes materiales: PET, PEAD rígido, brik, resto de plásticos, acero y aluminio.

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados por materiales de Ecoembes.
- Las cantidades totales vendidas, que se calculan como la suma de las vendidas de la fracción resto, más las vendidas de la plantas de selección de envases.
- Los precios de venta, que se calculan como ingresos totales por material divididos por cantidades totales vendidas. El precio obtenido es un precio medio anual.
- En el caso del brik y del resto de plásticos, se obtiene un precio negativo: se tiene que pagar para su recuperación.

9.2.3. Análisis de resultados del SCRAP de Envases Ligeros en el Sistema A

En este apartado se presentan y se discuten en detalle las partidas de costes e ingresos del SCRAP de EELL descritas en los apartados anteriores.

9.2.3.1. *Recogida Selectiva de Envases Ligeros*

La recogida selectiva de EELL se lleva a cabo por las entidades locales a través del “contenedor amarillo”. La descripción de las características de las diferentes modalidades de recogida

selectiva y transporte vigentes en España en 2014 se encuentra en el Capítulo 6. En esta sección, se analizan los costes de recogida selectiva de EELL por actividades. Como se detalla en el Capítulo 6, hay diferentes sistemas de recogida, siendo los más habituales la carga trasera; carga lateral; iglú y soterrado. El análisis por actividades se lleva a cabo a partir de un promedio ponderado para toda España de los costes de las diferentes partidas realizado por Ecoembes para las modalidades de recogida más habituales: carga trasera; carga lateral; iglú y soterrado.[254]

El análisis de la distribución por actividades de los costes del SCRAP de EELL (Tabla 9. 1) se realiza de acuerdo a Ecoembes, 2007. Este estudio describe la fórmula de pago para la recogida selectiva de Ecoembes y el detalle de la estructura de costes de las actividades de recogida y transporte para cada modalidad de recogida.

La Tabla 9. 1 presenta la distribución de los costes de recogida por actividades y la clasificación de estos costes en fijos y variables y en costes directos y costes indirectos.

Los costes fijos directos recogen tres partidas:

- la amortización de los contenedores (que incluye la financiación);
- el mantenimiento de los contenedores (lavados, reposición y operaciones de movimientos improductivos); y
- la amortización de los vehículos de recogida que, como en el caso de los contenedores, también incluye la financiación.

El resto son costes variables directos, que recogen:

- el mantenimiento y la explotación (combustibles) de los vehículos de recogida;
- el personal de recogida;
- los seguros e impuestos;
- y otros gastos (ineficiencias, equipos de repaso, etc.).

También son costes variables los costes indirectos: costes generales, beneficio industrial y costes de gestión.

[254] Cálculos de la Oficina Técnica que se encuadra en la Dirección Técnica e Innovación de Ecoembes. No se consideran en este promedio los sistemas de húmedo-seco, bolseo, recogida neumática ni Ayuntamiento de Madrid.

Tabla 9. 1 Distribución por actividades del coste de recogida selectiva de EELL[255].

			Euros
		TOTAL RECOGIDA SELECTIVA DE EELL	**145.586.000**
		Recogida selectiva de EELL	**141.489.599**
COSTES FIJOS		Amortización contenedores (incluye financiación)	*17.298.188*
		Mantenimiento contenedores (incluye lavados y reposición y operaciones de movimientos improductivos)	*23.839.771*
		Amortización vehículo recogida (incluye financiación)	*12.072.883*
COSTES VARIABLES	**DIRECTOS**	Mantenimiento del camión	*8.653.059*
		Explotación (combustible)	*10.347.506*
		Seguros e impuestos	*1.630.456*
		Personal de recogida	*29.326.048*
		Otros (% ineficiencia, equipo repaso, etc.)	*9.710.572*
	INDIRECTOS	Gastos generales	*12.884.246*
		Beneficio industrial	*5.280.428*
		Coste de gestión	*10.446.441*
COSTE VARIABLE	**DIRECTO**	**Plus de transporte y transferencia en la recogida de EELL**	**4.096.401**

Puede verse en la tabla que la partida más importante es la de "personal de recogida" que es de 29.326.048 € (un 20,14% del coste total de recogida). Las otras partidas más relevantes son costes fijos: el mantenimiento de los contenedores (23.839.771 €, 16,37% del coste total) y la amortización de los contenedores (17.298.188 €, 11,88% del coste total).

Los principales costes variables directos son:

- Los costes de explotación: 10.347.506 €. Esta partida recoge el combustible de los vehículos, que es una partida que puede variar significativamente en función de las fluctuaciones del precio del gasóleo.
- Otros costes: 9.170.572 €. Esta partida incluye las ineficiencias en la recogida, así como los equipos de repaso y otros costes relacionados.
- Mantenimiento del camión: 8.563.059 €. Esto incluye las reparaciones, revisiones y mantenimiento de los vehículos de recogida.

Las tres partidas de costes indirectos suman un total de 28.611.115 €. En términos porcentuales esto representa un 24,46% sobre el resto de costes, fijos y variables, de la recogida selectiva de EELL.

Finalmente, la partida "plus de transporte y transferencia" recoge el pago que Ecoembes realiza a aquellas entidades locales situadas, en promedio, a más de 40 km de transporte hasta la planta de trasferencia, con una velocidad media de desplazamiento del camión de 60 km/hora.

[255] Fuente: Ecoembes y elaboración propia.

9.2.3.2. *Selección de EELL*

En el año 2014, había 96 plantas de selección de EELL en funcionamiento en España. De estas, 54 eran plantas automáticas y 42 eran plantas manuales. La descripción de las características de estas instalaciones, dedicadas al tratamiento, clasificación y recuperación de los diferentes tipos de EELL procedentes de la recogida selectiva, se encuentra en el Apartado 6.5.1. El coste total de la selección de EELL en 2014 fue de 127.616.000 €. La ponderación del coste de selección por tipos de planta es de un 73,4% para las plantas automáticas (93.670.144 €) y un 26,6% para las plantas manuales (33.945.856 €)).

El análisis del coste de inversión y explotación de las plantas de selección de EELL se realiza de acuerdo a sendos documentos internos de Ecoembes y ASPLARSEM, que recogen las fórmulas de pago para las plantas de selección automáticas (ECOEMBES Y ASPLARSEM (a), 2012) y manuales (ECOEMBES Y ASPLASERM (b), 2012).
La Tabla 9. 2 recoge los costes de selección de EELL desagregados por partidas, tanto para plantas automáticas como manuales. Los porcentajes corresponden a los de las fórmulas de pago y son un promedio de los diferentes tipos de plantas que operaban en España en 2014. Según los estándares técnicos, hay 6 tipos diferentes de plantas de selección automáticas, ordenadas por su potencia: plantas de 3, 4, 5, 6, 7 y 8 t/h. Todas las plantas manuales tienen la misma potencia (2 t/h).

Tanto en las plantas automáticas como en las manuales, la partida de coste más relevante corresponde a “personal”, que supone un 48,13% del coste de las plantas manuales y un 37,20% del coste de las plantas automáticas. Así pues, la automatización disminuye el coste del personal en más de 10 puntos porcentuales del coste total.

Aparte de la diferencia del coste del personal, las otras diferencias principales entre la estructura de costes de las plantas automáticas y las plantas manuales corresponde a la contribución de las partidas de “amortización y financiación” (que supone el 23,95% en las plantas automáticas y el 16,34% en las plantas manuales) y “mantenimiento” (9,48% para las automáticas y 3,86% para las manuales). Ambas partidas reflejan el impacto que implica la automatización sobre los costes de las plantas de selección de EELL, tanto en inversión como en explotación.

Tabla 9. 2. Distribución por actividades del coste de selección de EELL[256].

	SISTEMA A	
	% fórmula Ecoembes-Asplarsem	Euros
SELECCIÓN DE EELL		**127.616.000**
Plantas automáticas		**93.670.144**
Amortización y financiación	23,95%	*22.436.810*
Personal	37,20%	*34.845.294*
Operación y rechazo	18,75%	*17.565.025*
Mantenimiento	9,49%	*8.890.233*
Gastos generales	5,24%	*4.910.189*
Beneficio industrial	5,36%	*5.022.593*
Plantas manuales		**33.945.856**
Amortización y financiación	16,34%	*5.547.432*
Personal	48,13%	*16.339.498*
Operación y rechazo	20,60%	*6.992.846*
Mantenimiento	3,86%	*1.311.668*
Gastos generales	5,75%	*1.951.887*
Beneficio industrial	5,31%	*1.802.525*

9.2.3.3. *Recogidas selectivas en el ámbito privado*

La partida de recogidas selectivas en el ámbito privado recoge los pagos realizados por Ecoembes a los operadores que realizan la recogida selectiva de envases en instalaciones (aeropuertos, estadios, etc.) o acontecimientos (festivales, etc.) que reúnen a grandes volúmenes de personas y de consumo de envases, en espacios específicos, en los cuales no opera la recogida selectiva habitual de las entidades locales.

El balance de materia (Apartado 6.8) inventaría las cantidades recuperadas de cada material en estas recogidas selectivas en el ámbito privado. Por otra parte, la cuenta de resultados por materiales de Ecoembes recoge los pagos de Ecoembes, también por cada material. A partir de estos valores (141.519 t y 13.242.000 €) se calcula el coste unitario de las recogidas selectivas en el ámbito privado, como el coste total dividido por el total de toneladas recogidas: 93,57 €/t.

9.2.3.4. *Valorización energética*

Esta partida recoge los pagos de Ecoembes en concepto de valorización energética, mediante incineración, de parte de los envases recogidos. Los materiales incluidos son los envases de PET,

[256] Fuente: Ecoembes-Asplarsem.

PEAD rígido y resto de plásticos (film y otros). No se valorizan energéticamente los envases de brik ni los metálicos: acero y aluminio.

Se ha procedido como en el caso de las recogidas selectivas en el ámbito privado. El balance de materia del proyecto recoge las cantidades valorizadas para cada material mediante la incineración de envases. Por otra parte, la cuenta de resultados por materiales de Ecoembes recoge los pagos de Ecoembes, también por cada material. Se han agregado ambos valores (69.579,08 toneladas y 4.316.000 €) para calcular el coste unitario de la valorización energética, calculado como el coste total dividido por el total de toneladas recogidas: 62,03 €/t.

9.2.3.5. *Selección de Residuos Sólidos Urbanos (fracción resto).*

El coste total de recuperación de residuos de envases de la fracción resto en el año 2014 fue de 39.954.000 €. En esta partida, Ecoembes retribuye a las entidades locales en función de los "materiales de contenedor amarillo" recuperados en la fracción resto. Dependiendo del ayuntamiento o entidad que recoge los residuos, se producen dos situaciones de gestión diferentes: en algunos casos, Ecoembes paga y se hace cargo de la venta del material, mientras que en otros casos paga, pero la venta del material corre a cargo de la administración correspondiente. Esta casuística se traduce en precios diferentes para los materiales recuperados. En la primera situación, el pago a la entidad local internaliza el precio posterior de venta del material que hará Ecoembes mientras que, en la segunda situación, este importe se descuenta porque será la entidad local quien proceda a la venta.

Los materiales por los que Ecoembes paga la recuperación de envases de la fracción resto son PET, PEAD rígido, brik, acero y aluminio. No forman parte de esta partida el resto de plásticos.

Se ha eliminado texto con información confidencial. Ver anexo confidencial.

Tabla 9. 3 Coste de Selección de RSU (Recuperación fracción resto)[257] (ver anexo confidencial).

	PET	PEAD RÍGIDO	TOTAL PLÁSTICOS	BRIK	ACERO	ALUMINIO	**TOTAL METALES**	**TOTAL**
Coste Recuperación fracción resto (€)	XXX	XXX	**26.043.000**	**4.726.000**	XXX	XXX	**9.185.000**	**39.954.000**
Ingreso por venta materiales fracción resto (€)	XXX	XXX	**9.010.848**	38.013	XXX	XXX	**8.617.039**	17.665.901
Coste NETO Recuperación fracción resto (€)	XXX	XXX	**17.032.152**	4.687.987	XXX	XXX	**567.961**	22.288.100

[257] Fuente: Ecoembes.

Cantidades Recuperadas fracción resto (t)	XXX	XXX	**99.926**	21.208	XXX	XXX	**148.458**	269.592
Cantidades Vendidas fracción resto (t)	XXX	XXX	**41.561**	9.291	XXX	XXX	**56.457**	107.308
Coste NETO UNITARIO Recuperación fracción resto (€/t)	XXX	XXX	**170,44**	**221,05**	XXX	XXX	**3,83**	**82,67**

9.2.3.6. *Costes indirectos: sensibilización, marketing, I+D, caracterizaciones, estructura y resto*

Las dos últimas partidas de coste son las dos partidas que recogen los costes indirectos del SCRAP de EELL:

- Costes de sensibilización y marketing: 18.580.000 €. Esta partida recoge tanto las campañas de sensibilización de la ciudadanía, para fomentar la separación de envases y el reciclaje en los hogares, como las campañas de marketing que Ecoembes financia y realiza con entidades asociadas.
- Costes de I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto: 31.468.000 €. Esta partida recoge los costes generales de operación del SCRAP o, en otras palabras, los costes de gestión del sistema central, así como los costes de I+D, estudios, etc. Cabe señalar la importancia en esta partida del coste de las caracterizaciones de residuos que realiza Ecoembes. Esta partida supone un 8,7% sobre el resto de costes, directos e indirectos, del SCRAP de EELL.

9.2.3.7. *Ingresos por venta de materiales reciclados*

Los materiales vendidos proceden de dos fuentes: la parte más importante proviene de la recogida selectiva de EELL (los envases que se tratan en las plantas de selección de envases) y la segunda fuente es la selección de residuos urbanos (fracción resto). La Tabla 9. 4 presenta las cantidades, los ingresos totales y el cálculo de los precios de venta.

Se ha eliminado texto con información confidencial. Ver anexo confidencial.

Durante el año 2014, se produjeron diversas subastas de materiales que se vendieron a diferentes precios en cada subasta, dependiendo de la oferta y la demanda y las características de los materiales. En este sentido, el precio calculado en la Tabla 9. 4 es un precio promedio de cada material el año 2014, recogiendo diferentes coyunturas del mercado y diferentes calidades de los materiales.

Se ha eliminado texto con información confidencial. Ver anexo confidencial.

Tabla 9. 4 Ingresos por venta de materiales recuperados y cálculo de los precios de venta[258] (ver anexo confidencial).

Material	Ventas de materiales (t)			Ingresos totales (€)	Precio medio (€/t)
	Recogida selectiva de EELL	Selección de RSU (fracción resto)	Ventas totales		
PET	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
PEAD rígido	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Resto de plásticos	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Total plásticos	236.904	41.561	278.465	27.802.000	-
Brik	44.832	9.291	54.123	-107.000	XXX
Acero	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Aluminio	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Total metales	65.325	56.457	121.782	20.768.000	-

9.2.4. Coste neto anual del SCRAP de EELL en el Sistema A

La Tabla 9. 5 resume el cálculo del coste neto del SCRAP de EELL, gestionado por Ecoembes. La tabla resume el conjunto de costes de explotación e ingresos por venta de materiales recuperados presentados y discutidos en detalle en los apartados anteriores. Las dos principales partidas de coste son los costes de recogida selectiva y de selección de EELL.

[258] Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Ecoembes.

Tabla 9. 5 Coste Neto del Sistema SCRAP de EELL[259] (ver anexo confidencial).

	SISTEMA A		
	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES ECOEMBES			**380.662.000**
Recogida selectiva de EELL			XXX
Selección de EELL			XXX
Plantas automáticas			XXX
Plantas manuales			XXX
Recogidas selectivas en el ámbito privado		XXX	XXX
Total recogida selectiva/selección de EELL y recogidas selectivas en el ámbito privado		XXX	**286.444.000**
Selección de RSU (fracción resto)			XXX
Valorización energética (incineración)		XXX	XXX
Total selección RSU y valorización energética			**44.270.000**
Campañas de sensibilización y marketing			XXX
I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto			XXX
Total Campañas de sensibilización, marketing, I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto			**49.948.000**
INGRESOS ECOEMBES (ventas materiales recuperados)			**48.463.000**
PET	XXX	XXX	XXX
PEAD rígido	XXX	XXX	XXX
Resto de plásticos	XXX	XXX	XXX
Total plásticos	-	273.286,35	27.802.000
Brik	XXX	54.123,25	-107.000
Acero	XXX	XXX	XXX
Aluminio	XXX	XXX	XXX
Total metales	-	**121.781,77**	**20.768.000**
COSTE NETO SCRAP EELL			**332.199.000**

El coste neto se calcula como los costes de explotación menos los ingresos por materiales recuperados. Como resumen:

- Los costes de explotación son 380.662.000 €.
- Los ingresos por venta de materiales recuperados son 48.463.000 €.
- El coste neto del SCRAP de EELL (Ecoembes) es 332.199.000 €.

[259] Fuente: Ecoembes y elaboración propia.

9.3. Estudio Económico de los envases gestionados por el SCRAP de vidrio del Sistema A

En el caso del vidrio, además de Ecovidrio, que es el agente principal, hay recogidas selectivas en el ámbito privado por parte de operadores externos y otros recicladores privados. El coste neto de esta parte del Sistema A se calcula como la suma de los costes operativos totales de Ecovidrio, las recogidas y tratamiento de los operadores externos y otros recicladores s privados, menos los ingresos por vidrio reciclado:

(2)	COSTE NETO SCRAP VIDRIO	=	COSTES OPERATIVOS SCRAP VIDRIO	+	COSTES RECOGIDA Y TRANSPORTE OTROS OPERADORES Y OPERADORES	–	INGRESOS POR VIDRIO RECICLADO

9.3.1. Costes del SCRAP de vidrio en el Sistema A.

Para calcular los costes del reciclado del vidrio se ha utilizado la cuenta de resultados de Ecovidrio, así como información sobre el coste de las recogidas selectivas en el ámbito privado de vidrio por parte de otros agentes privados. [260]

9.3.1.1. ***Recogida selectiva de vidrio.***

La recogida selectiva de vidrio contempla los siguientes costes directos:

- Amortización de los contenedores de recogida
- Limpieza de los contenedores más alrededores
- Recogida y transporte

La fuente de información utilizada ha sido:

- La cuenta de resultados de Ecovidrio.[261]
-

9.3.1.2. ***Recogida, limpieza y transporte de vidrio limpio.***

Esta partida contempla los siguientes costes directos de las operaciones realizadas en las plantas de tratamiento de vidrio:

- Limpieza, clasificación y triturado de vidrio

[260] Se trata, por una parte de recogidas complementarias por parte de operadores externos y por otra de recogidas complementarías de diferentes recicladores privados.

[261] Información contable proporcionada por el Departamento de Organización y Sistemas de Ecovidrio.

- Transporte del vidrio tratado (limpio)

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados de Ecovidrio.
- La cantidad de vidrio tratada, proporcionada por el Departamento de Organización y Sistemas de Ecovidrio.

Con esta información, el coste unitario de tratamiento, que se calcula dividiendo el coste total por la cantidad de vidrio tratada es 30,66 €/t.

9.3.1.3. *Recogida por otras fuentes.*

Esta partida contempla dos orígenes de vidrio recogido, con los siguientes costes directos:

- Costes de vidrio recogido en forma de escorias.[262]
- Costes de vidrio recogido por otras fuentes pero asimilado al coste de las recogidas selectivas en el ámbito privado.[263]

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados de Ecovidrio.
- El balance de materia del Proyecto.

A partir de esta información se han calculado los siguientes valores:

  - El precio unitario pagado por las 72.421 toneladas de vidrio en forma de escorias es de 0,75 €/t.
  - El precio unitario pagado por las 9.822 toneladas de vidrio en forma de recogidas de otras fuentes (complementarias) es de 60 €/t.

9.3.1.4. *Costes indirectos de Ecovidrio*

Los costes indirectos de Ecovidrio incluyen las siguientes partidas:

- Sensibilización
- Gastos generales más estructura

La fuente de información utilizada ha sido:

- La cuenta de resultados de Ecovidrio.

[262] Cantidades de escorias recogidas en el Balance de Materia. Información sobre las recogidas de otras fuentes proporcionada por el Departamento de Organización y Sistemas de Ecovidrio.

[263] Cantidades de vidrio recogido por otras fuentes recogidas en el Balance de Materia. Información sobre la procedencia de las recogidas de otras fuentes proporcionada por el Departamento de Organización y Sistemas de Ecovidrio.

9.3.1.5. *Costes indirectos de los operadores externos*

Los costes indirectos de los operadores externos [264] incluyen las siguientes partidas:

- Recogida complementaria
- Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio

Los datos utilizados y sus fuentes de información han sido:

- Los operadores externos recogen 103.000 toneladas.
- Se asume que el coste de recogida es el mismo que el coste de las recogidas selectivas en el ámbito privado de Ecovidrio: 60 €/t.
- Se imputa una partida de tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio, a 30,60 €/tonelada, asumiendo que la proporción de vidrio tratado (limpio) y no tratado (sucio) es la misma que en el caso de Ecovidrio.[265]

9.3.1.6. *Costes indirectos de otros recicladores privados*[266]

Los costes indirectos de los otros recicladores privados incluyen las siguientes partidas:

- Recogida complementaria
- Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio

Los datos utilizados y sus fuentes de información han sido:

- Los otros recicladores privados recogen 42.123 toneladas.
- Se asume que el coste de recogida es el mismo que el coste de las recogidas selectivas en el ámbito privado de Ecovidrio: 60 €/t.
- Se imputa una partida de tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio, a 30,60 €/t, asumiendo que la proporción de vidrio tratado (limpio) y no tratado (sucio) es la misma que en el caso de Ecovidrio.[267]

---

[264] La información sobre las cantidades de las recogidas en el ámbito privado por los operadores externos ha sido proporcionada por el Departamento de Organización y Sistemas de Ecovidrio.

[265] Se asume que de las 103.000 toneladas recogidas por los operadores externos se tratan 58.200 t (56,50%, correspondiente a la misma proporción tratada por Ecovidrio). Asumiendo el mismo coste unitario de tratamiento de 30,60 €/t el total de costes de recogida, limpieza y transporte de vidrio limpio de los operadores externos es 1.781.000 €.

[266] La información sobre las cantidades de las recogidas selectivas de los otros recicladores privados ha sido proporcionada por el Departamento de Organización y Sistemas de Ecovidrio.

[267] Se asume que de las 42.123 toneladas recogidas por los otros recicladores privados se tratan 23.801 t (56,50%, correspondiente a la misma proporción tratada por Ecovidrio). Asumiendo el mismo coste unitario de tratamiento de 30,60 €/t el total de costes de recogida, limpieza y transporte de vidrio limpio de los otros recicladores privados es 728.365 €.

9.3.2. Ingresos del SCRAP de vidrio en el Sistema A.

Los ingresos por la venta de vidrio recuperado provienen de los siguientes orígenes:

- Ventas de Ecovidrio
- Ventas de los operadores externos
- Ventas de otros recicladores privados

Las fuentes de información utilizadas han sido:

- La cuenta de resultados por materiales de Ecovidrio.
- El precio de venta se calcula como los ingresos totales por venta de vidrio de Ecovidrio, divididos por la cantidad total vendida por Ecovidrio. Es un precio medio anual y además es un promedio de vidrio tratado (limpio) y no tratado (sucio): 37,22 €/t.
- La imputación de ingresos para los operadores externos y los otros recicladores privados se hace a partir de sus cantidades vendidas.
- Las cantidades vendidas de los operadores externos y los otros recicladores privados se valoran al mismo precio que el vidrio vendido por Ecovidrio.

9.3.3. Análisis de resultados del SCRAP de vidrio en el Sistema A

Como se ha realizado con los EELL, en este apartado se presentan y se discuten en detalle las partidas de costes e ingresos del SCRAP de vidrio. En este caso, esto comprende no solo la entidad gestora del sistema, Ecovidrio, sino también las recogidas selectivas en el ámbito privado de otros actores: los operadores externos y otros.

9.3.3.1. *Amortización de contenedores*

La contenerización es el único coste fijo del SCRAP de Ecovidrio. El resto son costes variables. La amortización de los contenedores supone 7.608.146 € anuales, la tercera partida en importancia de los costes de recogida, tratamiento y transporte de vidrio.

9.3.3.2. *Limpieza de contenedores más alrededor*

El mantenimiento de los contenedores, que corresponde a la limpieza de los contenedores y alrededores, supone una partida relativamente menor, de 722.590 €. Se trata de un coste variable, directo, de la recogida selectiva del material vidrio.

9.3.3.3. *Recogida y transporte*

El coste de recogida y transporte (coste variable, directo) es la partida más importante de la recogida selectiva del vidrio. Supone 36.495.713 €, lo que representa el 50% de los costes totales de Ecovidrio y el 62,7% de los costes directos (costes totales excluyendo las partidas de sensibilización, estructura y gastos generales).

9.3.3.4. *Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio*

Con 12.718.713 €, se trata de la segunda partida en importancia del SCRAP de recogida selectiva de vidrio. No está disponible la desagregación entre tratamiento y limpieza por una parte y transporte por otra, de manera que se trata la partida de manera agregada. Una parte del vidrio recogido se trata previamente a las subastas y otra parte se vende sin tratar y se limpia después. La distribución de las toneladas entre tratadas (limpias) y no tratadas (sucias) se presenta en la Tabla 9. 6.

Dividiendo el coste total de tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio por las toneladas tratadas se obtiene un coste unitario de 30,60 €/t.

Tabla 9. 6. Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio[268].

	Toneladas	%
Toneladas tratadas (vidrio limpio)	415.622	56,50%
Toneladas no tratadas (vidrio sucio)	319.934	43,50%
Toneladas totales Ecovidrio	**735.556**	100,00%

9.3.3.5. *Recogida por otras fuentes*

El coste total de esta partida (variable, directa) es de 643.333 €. Por otras fuentes, se entienden las recogidas selectivas de recicladores privados en las que interviene y a las que retribuye Ecovidrio. La intervención de Ecovidrio comprende dos modalidades diferentes:

- En el primer caso, se trata de un circuito de recogidas selectivas en el ámbito privado y sufragadas por Ecovidrio. El coste de estas recogidas se estima en 60 €/t, que paga Ecovidrio a los recicladores privados. Por esta vía, se recogen 9.822 t, lo que supone un coste total de 589.317 €.
- El segundo circuito corresponde a recogidas selectivas de recicladores privados que Ecovidrio no sufraga, pero por la que realiza un pago testimonial de 0,75 €/t en concepto

[268] Fuente: Ecovidrio.

de escorias, para obtener la información de estas cantidades recuperadas. Por esta vía, se pagan 54.316 €, que corresponden a 72.421 t de vidrio.

9.3.3.6. *Sensibilización*

El coste de las campañas de sensibilización es un coste indirecto de 9.893.442 € en 2014. Es una partida que refleja la importancia (y el correspondiente coste) de promover el reciclaje del vidrio entre la ciudadanía.

9.3.3.7. *Gastos generales más estructura*

Los 4.906.000 € de gastos generales más estructura recogen los costes indirectos atribuibles al funcionamiento de Ecovidrio. Suponen un 7,20% del resto de costes de la organización, directos e indirectos.

9.3.3.8. *Operadores externos: recogida y tratamiento*

Para mantener la homogeneidad con los datos de Ecovidrio, tanto en el Sistema A como para, después, abordar el Sistema B, se ha valorado la recogida complementaria de los operadores externos asimilándola en coste a las recogidas selectivas en el ámbito privado de Ecovidrio. Asimismo, se creado una partida de costes de tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio también análoga a la de Ecovidrio:

- Las 103.000 toneladas recogidas por los operadores externos, valoradas a 60 €/t suponen un coste total de 6.180.000 €.
- De las 103.000 t recogidas por los operadores externos se supone que, análogamente a Ecovidrio, se tratan un 56,5%, de manera que 58.200 t tratadas suponen un coste de 1.781.000 €.

9.3.3.9. *Otros recicladores privados: recogida y tratamiento*

Como en el caso de los operadores externos, para mantener la homogeneidad con los datos de Ecovidrio, se ha valorado la recogida del resto de los recicladores privados asimilándola a las recogidas selectivas en el ámbito privado de Ecovidrio a 60 €/t y se ha creado una partida de tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio también análoga a la de Ecovidrio, a 30,60 €/t:

- Las 42.123 t recogidas por otros recicladores privados, valoradas a 60 €/t suponen un coste total de recogida de 2.527.383 €.

- De las 42.123 t recogidas por los otros recicladores privados se supone que, análogamente a Ecovidrio, se tratan un 56,5%, de manera que el tratamiento y limpieza de las 23.801 t tratadas supone un coste total de 728.365 €.

9.3.3.10. *Ingresos por venta de vidrio reciclado*

El precio de venta del vidrio recuperado se ha calculado dividiendo los ingresos totales de Ecovidrio por material recuperado (27.374.000 €) por las toneladas totales vendidas (735.556 t). Esto da un precio promedio para 2014 de 37,22 €/t. Este precio también es un promedio por tipo de material, porque comprende tanto vidrio tratado (limpio) como vidrio no tratado (sucio). Las ventas de los operadores externos (103.000 t) y del resto de recicladores privados (42.123 t) se han valorado al mismo precio de venta de 37,22 €/t. Esto da unos ingresos de 3.833.183 € para los operadores externos y de 1.567.625 € para el resto de recicladores privados. Los ingresos totales son 32.774.808 €.

9.3.4. Coste neto anual del SCRAP de vidrio en el Sistema A

La Tabla 9. 7 resume el cálculo del coste neto del SCRAP de vidrio en España en 2014, gestionado por Ecovidrio. La tabla resume el conjunto de costes de explotación e ingresos por venta de materiales recuperados presentados y discutidos en detalle en los apartados anteriores. Las dos principales partidas de coste son los costes de recogida selectiva y de selección de EELL.

El coste neto se calcula como los costes de explotación menos los ingresos por material recuperado. Como resumen:

- Los costes de explotación son 84.205.047 €, correspondientes a
    - 72.988.290 € de costes totales de Ecovidrio,
    - 7.961.010 € de costes totales de la recogida y tratamiento de los operadores externos,
    - 3.255.747 € de costes totales de la recogida y tratamiento de otros recicladores privados;
- Los ingresos por venta de materiales recuperados son 32.774.808 €;
- El coste neto del SCRAP de vidrio es 51.430.239 €.

Tabla 9. 7 Coste Neto del SCRAP de vidrio en España en 2014 en el Sistema A[269].

	SISTEMA A		
	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES TOTALES VIDRIO			**84.205.047**
COSTES ECOVIDRIO			**72.988.290**
Amortización contenedores			7.608.146
Limpieza contenedores más alrededor			722.590
Recogida y transporte			36.495.713
Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio	30,60	415.622	12.718.766
Recogida otras fuentes			643.633
Escorias	0,75	72.421	*54.316*
Recogidas selectivas en el ámbito privado	60,00	9.822	*589.317*
Sensibilización			9.893.442
Gastos generales más estructura			4.906.000
COSTES OPERADORES EXTERNOS			**7.961.010**
Recogida complementaria	60,00	103.000	6.180.000
Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio	30,60	58.200	1.781.010
COSTES RECICLADORES PRIVADOS			**3.255.747**
Recogida complementaria	60,00	42.123	2.527.383
Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio	30,60	23.801	728.365
INGRESOS (ventas material recuperado)			**32.774.808**
Venta de material vidrio Ecovidrio	37,22	735.556	27.374.000
Venta de material vidrio operadores externos	37,22	103.000	3.833.183
Venta de material vidrio recicladores privados	37,22	42.123	1.567.625
COSTE NETO SCRAP VIDRIO			**51.430.239**

9.4. Coste neto del Sistema A

Los costes totales del Sistema A integran, por una parte, los costes operativos de Ecoembes y Ecovidrio. Además, se consideran tres costes externos, fuera del control de gestión de Ecoembes y Ecovidrio, pero que forman parte del coste total del sistema bajo estudio: la recogida de la fracción resto (RSU), el vertido y la incineración.

El coste neto del Sistema A (3), se resume en la Tabla 9. 8 y se calcula sumando los costes externos de recogida de residuos sólidos urbanos, vertedero e incineración a los costes netos de los sistemas de EELL (1) y vidrio (2):

[269] Fuente: Ecovidrio y elaboración propia.

(3)	COSTE NETO TOTAL SISTEMA A	=	(1)	+	(2)	+	RECOGIDA RSU	+	VERTEDERO	+	INCINERACIÓN

Este coste se expresará en euros totales y en euros por habitante, dividiendo los costes totales por la población española de 2014.[270]

Las fuentes de datos que se han empleado para contabilizar los costes adicionales a Ecoembes y a Ecovidrio descritos en los Apartados 9.2 y 9.3 son los siguientes:

a) La imputación de costes de la recogida de la fracción resto (RSU). Para imputar este coste, se ha usado el valor medio del coste de recogida de RSU en España en 2014 de 79 €/t (ISR (2012): Proyecto Low Cost)[271].
b) El vertido de residuos en vertederos. Se ha usado el coste de 24,51 €/t (ISR (2012): Proyecto Low Cost).
c) La incineración de residuos. Se ha usado el valor de 62,03 €/tonelada, que es el que corresponde al coste unitario de la partida de valorización energética (incineración) de Ecoembes.[272]

Tabla 9. 8. Coste neto del Sistema A en España en 2014.

	SISTEMA A		
	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES NETO SCRAP EELL			**332.199.000**
COSTE NETO SCRAP VIDRIO			**51.430.239**
COSTES DE RECOGIDA RSU	79,00	1.066.918	**84.286.517**
COSTES TRATAMIENTO FINAL			**23.706.346**
Vertedero	24,51	688.491	*16.874.921*
Incineración	62,03	110.131	*6.831.425*
COSTE NETO TOTAL			**491.622.102**
Número de habitantes (INE, cifras Padrón)			*46.771.341*
Coste/habitante			**10,51**

Las diferentes partidas globales son las siguientes:

- Coste Neto del SCRAP de EELL: 332.199.000 €.
- Coste neto del SCRAP de vidrio: 51.430.239 €.

[270] Población de España en 2014: 46.771.341 (INE, Cifras de Padrón).

[271] ISR (Marzo, 2012): "Proyecto Low Cost. Sistemas integrales de gestión de residuos de coste mínimo el nuevo escenario medioambiental y económico. Línea 2: La gestión de la fracción resto".

[272] Ante la dificultad de encontrar un coste promedio ponderado para España de la incineración de residuos, se ha optado por usar la cifra contrastada del coste de incineración de Ecoembes. Por otra parte, este valor es superior al de Madrid y Cantabria e inferior al de Cataluña, País Vasco, Galicia, Baleares y Melilla.

- Costes de la recogida de la fracción resto (RSU): 84.286.517 €. Para imputar este coste se ha usado la cantidad de 1.066.918 t (proveniente del balance de materia del estudio ambiental en el Apartado 6.8) y el valor medio del coste de recogida de RSU en España en 2014 de 79 €/t (ISR (2012): Proyecto Low Cost).
- Costes de vertido de residuos de EELL y vidrio en vertedero: 16.874.921 €. Para imputar este coste se ha usado la cantidad de 688.491 t de EELL y vidrio vertidas (proveniente del balance de materia del estudio ambiental en el Apartado 6.8) y un coste de vertido de 24,51 €/t (ISR (2012): Proyecto Low Cost).
- Costes de incineración de residuos de EELL y vidrio: 6.831.425 €. Para imputar este coste se ha usado la cantidad de 110.131 t de EELL y vidrio incineradas (proveniente del balance de materia del estudio ambiental Apartado 6.8) y un coste de incineración de 62,03 €/t, que es el que corresponde al coste unitario calculado anteriormente para de la partida de valorización energética (incineración) de Ecoembes.

Agregando estas partidas:

- **El coste total neto del Sistema A en 2014 es: 491.622.102 €.**
- **El coste neto por habitante del Sistema A en 2014 es: 10,51 €/habitante.**

Para finalizar esta sección, presentamos la desagregación de los resultados obtenidos por flujos. El flujo 1, que corresponde a los envases sujetos al sistema SDDR y el flujo 2 que corresponde al resto de envases. La desagregación se realiza a partir de imputar los costes e ingresos totales calculados a partir de los porcentajes de cada material que corresponden a cada flujo en el balance de materia.

- Coste total del Flujo 1 en España en 2014:
  - 164.422.302 €
  - 3,52 €/habitante
- Coste total del Flujo 2 en España en 2014:
  - 327.199.800 €
  - 7 €/habitante

Finalmente, la desagregación por materiales del coste total y por habitante de cada flujo es la siguiente:

- Distribución por materiales del coste total del Flujo 1 en España en 2014:
  - EELL: 81.977.360 € totales y 1,75 €/habitante
  - Vidrio: 82.444.942 € totales y 1,76 €/habitante
- Distribución por materiales del coste total del Flujo 2 en España en 2014:
  - EELL: 303.053.781 € totales y 6,48 €/habitante
  - Vidrio: 24.146.018 € totales y 0,52 €/habitante

9.5. Estudio económico de los envases gestionados por el SDDR en el Sistema B

El coste neto de la parte recogida mediante SDDR en el Sistema B (90% del Flujo 1), se calcula como la diferencia entre los costes operativos y los ingresos por venta de materiales recuperados y por los depósitos no devueltos al sistema:

(4)	COSTE NETO SDDR	=	COSTES OPERATIVOS DEL SDDR	–	INGRESOS POR MATERIALES RECICLADOS	–	INGRESOS POR DEPÓSITOS NO DEVUELTOS

9.5.1. Costes considerados y parámetros influyentes del SDDR en el Sistema B

9.5.1.1. *Costes de la fase de etiquetado*

Los responsables de su puesta en el mercado deberán marcar los productos sometidos a SDDR. Los costes van a ser asumidos por el envasador o importador. Este marcado sería más complejo que el que actualmente identifica a los sometidos a SCRAP, pues debería cumplir una serie de requisitos técnicos para el correcto funcionamiento del sistema. El gestor del SDDR debería definir dichos requisitos, siendo su función que, tanto las máquinas como las plantas de conteo, puedan reconocer y aceptar los envases efectivamente sometidos al SDDR y rechazar los demás, evitando el fraude con un alto grado de inviolabilidad. Ello requerirá, al menos, códigos de barras, así como un tipo, color y composición de las tintas que evite la falsificación y el fraude al consumidor. En Alemania, se tuvieron que añadir a los códigos de barras y las tintas especiales, incluso antenas de radio frecuencia, para evitar la falsificación (Roesgen S., 2016).

Un estudio de los costes soportados en Alemania por la implantación del SDDR (Berger, R., 2007) estimaba un coste de 94 millones de euros para el etiquetado de los 14 mil millones de envases de SDDR que gestionaban. Este dato arroja un coste promedio de etiquetado de 6 milésimas de euros por envase. Al no disponer de información más precisa sobre cómo se legislaría concretamente este asunto, cómo se resolvería en la práctica y siendo este un elemento de coste industrial fácilmente comparable entre un país y otro, se decide considerar este valor en el estudio.[273]

9.5.1.2. *Costes directos de la fase de comercio / transporte*

En la fase de comercio y transporte hasta planta de conteo o planta de selección, se deriva una estructura de costes inherente a los modelos de recogida explicados en el Apartado 7.4.1. Esta

[273] Este dato tiene una antigüedad de 10 años, por lo que se actualiza a unidades monetarias del 2014 (con los correspondientes datos de IPC), dando como resultado un coste de 0,00737 €/envase etiquetado.

estructura y el dimensionamiento de cada modelo permitirán estimar los cálculos económicos derivados de los mismos. A continuación, se presenta dicha estructura de costes para los tres grandes tipos de modelos de costes que se han estructurado en el Capítulo 7:

a) **Estructura de costes para los modelos de costes de recogida automática con máquinas de gran capacidad (ver Figura 9. 1).**

   Esta estructura de costes se aplica a los modelos de costes siguientes (ver Tabla 7.20):

   - (1) Hipermercado con modo de aceptación CA;
   - (2) Hipermercado con modo de aceptación CB; y
   - (5) Supermercado Grande con modo de aceptación CB.

b) **Estructura de costes para los modelos de costes de recogida automática con máquinas de capacidad media (ver Figura 9. 2).**

   Esta estructura de costes se aplica a los modelos de costes siguientes (ver Tabla 7.20):

   - (3) Hipermercado con modo de aceptación CC;
   - (4) Hipermercado con modo de aceptación CD;
   - (6) Supermercado Grande con modo de aceptación CC;
   - (7) Supermercado Grande con modo de aceptación CD;
   - (8) Supermercado Mediano con modo de aceptación CC;
   - (9) Supermercado Mediano con modo de aceptación CD; y
   - (11) Supermercado Pequeño con modo de aceptación CD.

c) **Estructura de costes para los modelos de costes de recogida manual (ver Figura 9. 3).**

   Esta estructura de costes se aplica a los modelos de costes siguientes (ver Tabla 7.20):

   - (10) Supermercado Mediano con modo de aceptación CE;
   - (12) Supermercado Pequeño con modo de aceptación CE;
   - (13) Micro Supermercado con modo de aceptación CE;
   - (14) Tienda Tradicional con modo de aceptación CE;
   - (15) Gasolinera con modo de aceptación CE;
   - (16) Café Bar con modo de aceptación CE;
   - (17) Restaurante y hotel con modo de aceptación CE;
   - (18) Consumo Nocturno con modo de aceptación CE;

Figura 9. 1. Estructura de costes para los modelos de costes de recogida automática con máquinas de gran capacidad.

CONCEPTOS DE COSTES COMERCIO	VALORES Y FUENTE
MAQUINARIA (Parte Fija) • Amortización • Instalación y adaptación • Financiación	- Precio de compra de la máquina "double T-820 combined with a MultiPac 2" de 55.000 € (TOMRA, 2016)[274]. El valor monetario equivalente en 2014 es de 54.140€. - Coste de instalación de 1.000€ (Eunomia, 2012). El valor monetario equivalente en 2014 es de 992€. - Coste de adaptación del establecimiento es el 16% sobre el coste de adquisición (Eunomia, 2012). - Tipo de interés: 5% - Amortización: 7 años (TOMRA)
MAQUINARIA (Parte Variable) • Seguro • Mantenimiento • Electricidad	- Seguro anual de 700 € por máquina (Sismega, 2011). El valor monetario equivalente en 2014 es de 714€. - Coste de mantenimiento es del 10% sobre el coste de adquisición (TOMRA)[274] - El consumo eléctrico está en función de las horas efectivas de funcionamiento de las máquinas y las horas en stand-by (teniendo en cuenta las horas de apertura del comercio) (Especificaciones técnicas de TOMRA)[274]. - Precio kw/h: 0,177 (Fuente: Ministerio, Industria Energía y Turismo (datos 2014)).
COSTES DE MANO DE OBRA • Vaciados Máquina • Formación Personal	- El coste de empresa de la mano de obra es de 14,19 €/h (*promedio trimestral de coste laboral promedio de la encuesta trimestral de coste laboral (ECL). II/2015. IDESCAT y convenios colectivos de comercio categoría dependiente*.) - ACES estima una formación mínima de 5 horas para todo el personal qué interviene en el SDDR (con un coste de la formación de 25 €/hora)
COSTE OCUPACIÓN SUELO • Ocupación Suelo Comercial • Ocupación Suelo Almacén	- En el escenario base se ha estimado que el coste de ocupación del suelo comercial y el suelo de almacén es equivalente a un coste de alquiler. - Coste de alquiler: 8,85 €/m2 mensual (Fuente: Anuario Estadístico del Mercado Inmobiliario Español 2011-12. R.R. de Acuña y Asociados). El valor monetario equivalente en 2014 es de 9,03€/m^2.
COSTES DE CAJAS Y BOLSAS • Costes de cajas • Costes de Bolsas	- El coste de las cajas es de 7 €/unidad (Fuente: Kartox/Rajapack)[275] - El coste de las bolsas es de 1 €/unidad

[274] Comunicación directa TOMRA (Nov. 2016). Actualizamos los valores a unidades monetarias del 2014.

CONCEPTOS DE COSTES DE RECOGIDA	VALORES Y FUENTE
VEHÍCULOS (Costes Fijos) • Amortización • Financiación • Seguros e impuestos (Asignación proporcional al establecimiento)	- Vehículo Renault Lander 9.3 tn, con un precio de adquisición de 47.500 €[276]. - Amortización: 8 años - Tipo de interés: 5% - Seguros e impuestos: 1.500 € (Fuente: Sismega, 2011). El valor monetario equivalente en 2014 es de 1.531€. - Asignación del coste fijo del vehículo proporcional al uso del mismo (ver Anexo 9.1).
MAQUINARIA (Parte Variable) • Combustible • Lubricantes • Coste de neumáticos. • Coste de reparaciones y mantenimiento	- El gasto de combustible se determina a partir del modelo de transporte. Se aplica un coste de combustible de 1,06 €/l. - Coste del Lubricante es el 8% del coste del combustible (Sismega, 2011) - Coste de neumáticos: = número de neumáticos*Tasa de uso / Km recorridos * Km recorridos * Coste de un neumático (Fuente: Ministerio de Fomento) - Coste de reparaciones y mantenimiento es el 8% del coste anual amortizable del coste de adquisición del vehículo (Sismega, 2011)
COSTES DE PERSONAL • Transportista	Se tiene en cuenta: - Coste laboral medio conductor/reparto de 2.512 €/mes (*Fuente: Encuesta Trimestral de Coste Laboral. Instituto Nacional de Estadística*). - Asumiendo un total de horas anuales de prestación de servicio por puesto de trabajo (conductor) de 2.392 *(Fuente:* PES, 2015*)* - Con estos valores se calcula un Coste laboral medio conductor/reparto de 12,602 €/hora

[275] Las cajas de las máquinas de retorno se han considerado de un solo uso para el vidrio, para el resto de materiales son reutilizables (se cambian sólo 4 veces al año). Eso se explica en el Apartado 7.3.2.

[276] https://www.fomento.gob.es/NR/rdonlyres/75019EB9-D1D4-48DD-B58C-91FBD81E8E3B/129718/ObservatorioCostesMercanciasenero2015.pdf

Figura 9. 2. Estructura de costes para los modelos de costes de recogida automática con máquinas de capacidad mediana.

CONCEPTOS DE COSTES COMERCIO	VALORES Y FUENTE
MAQUINARIA (Parte Fija) • Amortización • Instalación y adaptación • Financiación	- Precio de compra de la máquina "T63 Dual Cabinet" es de 21.720 € y de la máquina "T63 Single Cabinet" es de 17.500 € (TOMRA)[274]. Los valores monetarios equivalentes en 2014 son 21.381€ y 17.227€, respectivamente. - Coste de instalación de 1.000€ (Eunomia, 2012). El valor monetario equivalente en 2014 es de 992€. - Coste de adaptación del establecimiento es el 16% sobre el coste de adquisición (Eunomia, 2012). - Tipo de interés: 5% - Periodo de amortización: 7 años (TOMRA)[274].
MAQUINARIA (Parte Variable) • Seguro • Mantenimiento • Electricidad	Seguro anual de 700€ por máquina (Sismega, 2016).El valor monetario equivalente en 2014 es de 714€. - Coste de mantenimiento es del 10% sobre el coste de adquisición (TOMRA) [274] - El consumo eléctrico está en función de las horas efectivas de funcionamiento de las máquinas y las horas en stand-by (teniendo en cuenta las horas de apertura del comercio) (Especificaciones técnicas de TOMRA)[274]. - El precio del Kw/h es de 0,177 € (*Fuente: Ministerio, Industria Energía y Turismo (datos 2014)*
COSTES DE MANO DE OBRA • Vaciados Máquina • Formación Personal	- El coste de empresa de la mano de obra es de 14,19 €/h (*promedio trimestral de coste laboral promedio de la encuesta trimestral de coste laboral (ECL). II/2015. IDESCAT y convenios colectivos de comercio categoría dependiente*.) - ACES estima una formación mínima de 5 horas para todo el personal qué interviene en el SDDR (con un coste de la formación de 25 €/hora)
COSTE OCUPACIÓN SUELO • Ocupación Suelo Comercial • Ocupación Suelo Almacén	En el escenario base se ha estimado que el coste de ocupación del suelo comercial y el suelo de almacén es equivalente a un coste de alquiler. - Coste de alquiler: 8,85 €/m2 mensual (Fuente: Anuario Estadístico del Mercado Inmobiliario Español 2011-12. R.R. de Acuña y Asociados). El valor monetario equivalente en 2014 es de 9,03€/m^2.
COSTES DE CAJAS Y BOLSAS • Costes de cajas • Costes de Bolsas	- El coste de las cajas es de 7 €/unidad (Fuente: Kartox/Rajapack) - El coste de las bolsas es de 1 €/unidad

CONCEPTOS DE COSTES DE RECOGIDA	VALORES Y FUENTE
VEHÍCULOS (Costes Fijos) • Amortización • Financiación • Seguros e impuestos (Asignación proporcional al establecimiento	- Vehículo Vehículo Kingstar 5tn, con un precio de adquisición de 34.400 €[277] - Amortización: 8 años (Sismega, 2011) - Tipo de interés: 5% - Seguros e impuestos: 1.500 € (Fuente: Sismega, 2011). El valor monetario equivalente en 2014 es de 1.531€.
MAQUINARIA (Parte Variable) • Combustible • Lubricantes • Coste de neumáticos. • Coste de reparaciones y mantenimiento	- El gasto de combustible se determina a partir del modelo de transporte. Se aplica un coste de combustible de 1,06 €/l. - Coste del Lubricante es el 8% del coste del combustible (Sismega, 2011) - Coste de neumáticos: = número de neumáticos*Tasa de uso / Km recorridos * Km recorridos * Coste de un neumático (Ministerio) - Coste de reparaciones y mantenimiento es el 8% del coste anual amortizable del coste de adquisición del vehículo (Sismega, 2011).
COSTES DE PERSONAL • Transportista	Se tiene en cuenta: - Coste laboral medio conductor/reparto (€/mes) de 2.512 (*Fuente: Encuesta Trimestral de Coste Laboral. Instituto Nacional de Estadística*). - Asumiendo un total de horas anuales de prestación de servicio por puesto de trabajo (conductor) de 2.392 *(Fuente:* PES, 2015*)* **-** Con estos valores se calcula un Coste laboral medio conductor/reparto de 12,602 €/hora

Figura 9. 3. Estructura de costes para los modelos de costes de recogida manual.

CONCEPTOS DE COSTES COMERCIO	VALORES Y FUENTE
COSTE DE ACEPTACIÓN DE ENVASE Y DEVOLUCIÓN DE RETORNO	- Número de horas estimadas en el capítulo 7. - El coste de empresa de la mano de obra es de 14,19 €/h (*promedio trimestral de coste laboral promedio de la encuesta trimestral de coste laboral (ECL). II/2015. IDESCAT y convenios colectivos de comercio categoría*
COSTE DE MOVIMIENTO DEL MATERIAL ALMACEN	- Número de horas estimadas en el capítulo 7. - El coste de empresa de la mano de obra es de 14, 19 €/h (*promedio trimestral de coste laboral promedio de la encuesta*

[277] http://configurador.nissan.es/nt500-cabina-abatible

	trimestral de coste laboral (ECL). II/2015. IDESCAT y convenios colectivos de comercio categoría
COSTES ADICIONAL • Formación Personal	- ACES estima una formación mínima de 5 horas para todo el personal qué interviene en el SDDR (con un coste de la formación de 25 €/hora)
COSTE OCUPACIÓN SUELO • Ocupación Suelo Comercial • Ocupación Suelo Almacén	- En el escenario base se ha estimado que el coste de ocupación del suelo comercial y el suelo de almacén es equivalente a un coste de alquiler. - Coste de alquiler: 8,85 €/m2/mensual (Fuente: Anuario Estadístico del Mercado Inmobiliario Español 2011-12. R.R. de Acuña y Asociados). El valor monetario equivalente en 2014 es de 9,03€/m^2.
COSTES DE CAJAS Y BOLSAS • Costes de cajas • Costes de Bolsas	- El coste de las cajas es de 5 €/unidad (para EELL en Dual y para vidrio en Single) - El coste de las bolsas es de 1€/unidad

CONCEPTOS DE COSTES DE RECOGIDA	VALORES Y FUENTE
VEHÍCULOS (Costes Fijos) • Amortización • Financiación • Seguros e impuestos (Asignación proporcional al establecimiento)	- Vehículo Kingstar 3,5tn (para recogida manual de EELL), con un precio de adquisición de 27.400 €[278]. - Vehículo Kingstar 5tn (para recogida manual de Vidrio), con un precio de adquisición de 34.400 €[278]. - Amortización: 8 años - Tipo de interés: 5% - Seguros e impuestos: 1.500 € (Sismega, 2011). El valor monetario equivalente en 2014 es de 1.531€.
MAQUINARIA (Parte Variable) • Combustible • Lubricantes • Coste de neumáticos. • Coste de reparaciones y mantenimiento	- El gasto de combustible se determina a partir del modelo de transporte. Se aplica un coste de combustible de 1,06 €/l. - Coste del Lubricante es el 8% del coste del combustible (Sismega, 2011) - Coste de neumáticos: = número de neumáticos*Tasa de uso / Km recorridos * Km recorridos * Coste de un neumático (ministerio) - Coste de reparaciones y mantenimiento es el 8% del coste anual amortizable del coste de adquisición del vehículo (Sismega, 2011).
COSTES DE PERSONAL • Transportista	Se tiene en cuenta: - Coste laboral medio conductor/reparto (€/mes) de 2.512 (*Fuente: Encuesta Trimestral de Coste Laboral. Instituto Nacional de Estadística*).

[278] http://configurador.nissan.es/nt500-cabina-abatible

- Asumiendo un total de horas anuales de prestación de servicio por puesto de trabajo (conductor) de 2392 *(Fuente:* PES, 2015*)*

- Con estos valores se calcula un Coste laboral medio conductor/reparto (€/hora) de 12,602.

9.5.1.3. *Costes indirectos de la fase de comercio / transporte*

Estos costes se refieren a la estructura del sistema y a las comunicaciones necesarias por parte del operador. El funcionamiento del SDDR requiere de la existencia de una entidad que centralice, coordine y distribuya los flujos económicos, de material y de información. Para ello, se precisarán oficinas, equipos materiales, personal y un software informático para gestionar toda la información de los envases devueltos y clasificados (ya sea por vía manual o automática) y los flujos de los depósitos entre los agentes implicados.

Esta entidad también se responsabilizaría de realizar las campañas de comunicación para divulgar entre consumidores y agentes implicados el sistema y las obligaciones de cada parte integrante.

Los costes de este sistema central se han estimado en un 3,32% de los costes directos, haciendo una media entre el 5% considerado por la consultora Sismega (Sismega, 2011) y el 1,63 estimado por la consultora Eunomia (Eunomia, 2012) en sus respectivos estudios económicos.

Cabe señalar que Infinitum, la entidad responsable de gestionar el SDDR para envases de bebida de un solo uso en Noruega desde hace 19 años, destinó un 3,74% de los costes directos a esta partida en el año 2014 (Infinitum, 2014).

9.5.1.4. *Costes de clasificación: las plantas de Conteo y las de tratamiento de envases.*

Tal como se explica en el Apartado 7.8, las plantas de conteo se han dimensionado para gestionar todos los envases que se recepcionan en los establecimientos que se gestionan manualmente y no disponen de máquinas RVM (y que necesitan ser contados y comprobados por el sistema SDDR).

Para los envases que se gestionan automáticamente, cabe diferenciar entre aquellos que son EELL, que irán a una planta de acondicionamiento de envases y los envases de vidrio, que irán a una planta de tratamiento de vidrio.[279]

[279] Puesto que los envases de vidrio se recogen y almacenan en las máquinas sin otros materiales, el material resultante no es necesario que pase por una planta de acondicionamiento de envase para que se reparen los diferentes materiales (como sí sucede con los de EELL). El vidrio puede ir directamente a una planta de tratamiento de vidrio.

La estructura de costes de las plantas de conteo y de las plantas de tratamiento de envases se ha estructurado siguiendo los estándares técnicos y económicos de las plantas de selección de envases ligeros que determinan Ecoembes y Asplarsem en su informe de 2012 (ECOEMBES Y ASPLARSEM (a), 2012).

9.5.2. Ingresos del SDDR en el Sistema B

El sistema percibe ingresos por dos vías:

a) por la venta del material recuperado y

b) por los depósitos no devueltos.

a. Ingresos por venta de material recuperado

La venta de los materiales de envases recuperados es un ingreso significativo. En este estudio, se ha considerado el precio de venta por tonelada de todos los materiales (ver Tabla 9. 9): PET, PEAD, aluminio, acero, brik y vidrio.

Tabla 9. 9.Precio de venta por materiales en 2014[280,281].

Precio de venta por materiales (€/ton)	
PET	XXX
PEAD	XXX
ACERO	XXX
ALUMINIO	XXX
BRICK	XXX
VIDRIO	37

b. Ingresos por depósitos no devueltos

Los depósitos pagados por los consumidores correspondientes a los envases que, por algún motivo, no sean devueltos al comercio se convierten en un ingreso para el sistema. En el escenario base, se ha asumido una tasa de devolución del 90%; lo que significa que un 10% de los envases no son retornados al sistema. Así mismo, se ha asumido un depósito de 0,10 € por envase, tal como establece el pliegue de condiciones de la ARC (GENCAT, 2015).

[280] Fuente: ECOEMBES, ECOVIDRIO y Website de Fost Plus (SCRAP belga) (www.fostplus.be/).Precios de la máxima calidad de los materiales de envases ligeros recuperados en Europa en 2014. Los materiales recogidos por Fost Plus a través de su sistema "blue bag" son los que por su tipología y calidad guardan una mayor similitud con los que se obtendrían a través del SDDR.

[281] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados.

9.5.3. Análisis de resultados del escenario base

9.5.3.1. Resultados de costes directos de la fase de etiquetado

Siguiendo las directrices descritas en el Apartado 9.5.11, se han calculado los costes asociados al etiquetado, que se presentan en la Tabla 9. 10.

Tabla 9. 10 Costes asociados al etiquetado.

Total de envases sometidos a SDDR anualmente	Coste nueva etiqueta / envase	Coste total anual de etiquetado
unidades	**€ / envase**	**€ /año**
17.802.793.360	0,00737	131.206.587

9.5.3.2. Resultados de costes directos de la fase de comercio / transporte

En el estudio, se han dimensionado y calculado los costes directos de los 18 modelos de costes definidos en la Tabla 7.20 y clasificados en el Apartado 9.5.1.2. A continuación, para no extender el texto principal en demasía, se presentan cuatro modelos a modo de ejemplo, pudiéndose consultar el resto en el Anexo 9.2. Estos cuatro modelos ejemplifican las tres estructuras de costes presentadas en el Apartado 9.5.1.2, duplicándose el caso manual con un ejemplo de comercio y un ejemplo de HORECA; es decir:

- Modelo de costes 1 (Tabla 9. 11): Recogida automática con máquinas de alta capacidad con recogida del reciclador (CA) en un hipermercado.
- Modelo de costes 6 (Tabla 9. 12): Recogida automática con máquinas de capacidad media con almacenaje en tienda y recogida del reciclador (CC) en un supermercado grande.
- Modelo de costes 12 (Tabla 9. 13): Recogida manual (CE) en supermercado pequeño.
- Modelo de costes 16 (Tabla 9. 14): Recogida manual (CE) en un café-bar.

Tabla 9. 11. Modelo de costes 1.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	35.054	0,009415	31%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	9.996	0,002685	9%
	Mantenimiento y limpieza	3.505	0,000942	3%
	Electricidad	1.838	0,000494	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	14.942	0,004013	13%
	Coste de formación de personal	125	0,000034	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.554	0,000417	1%
	Ocupación del espacio almacén interno	3.325	0,000893	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		18.340	0,004926	16%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**88.680**	**0,023819**	**77%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		11.129	0,002989	10%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		14.672	0,003941	13%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**25.801**	**0,006930**	**23%**
COSTE TOTAL		**114.481**	**0,0307**	**100%**

Tabla 9. 12. Modelo de costes 6.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	10.884	0,009466	25%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	2.142	0,001863	5%
	Mantenimiento y limpieza	1.088	0,000947	2%
	Electricidad	785	0,000683	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	7.379	0,006417	17%
	Coste de formación de personal	125	0,000109	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	2.384	0,002073	5%
	Ocupación del espacio almacén interno	1.360	0,001183	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		6.216	0,005406	14%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**32.364**	**0,028147**	**74%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		4.838	0,004208	11%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		6.730	0,005853	15%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**11.568**	**0,010061**	**26%**
COSTE TOTAL		**43.931**	**0,0382**	**100%**

Tabla 9. 13. Modelo de costes 12.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	7.056	0,044919	46%
	Coste de movimiento de material al almacén	1.230	0,007829	8%
	Coste de formación personal	125	0,000796	1%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	602	0,003835	4%
	Ocupación del espacio almacén interno	523	0,003327	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		738	0,004697	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**10.274**	**0,065403**	**68%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		2.306	0,014682	15%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		2.595	0,016519	17%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**4.901**	**0,031201**	**32%**
COSTE TOTAL		**15.176**	**0,0966**	**100%**

Tabla 9. 14. Modelo de costes 16.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	3.086	0,178209	65%
	Coste de movimiento de material al almacén	200	0,011541	4%
	Coste de formación personal	125	0,007219	3%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	378	0,021834	8%
	Ocupación del espacio almacén interno	302	0,017428	6%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		95	0,005487	2%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**4.186**	**0,241719**	**88%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		248	0,014325	5%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		308	0,017787	6%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**556**	**0,032112**	**12%**
COSTE TOTAL		**4.742**	**0,2738**	**100%**

9.5.3.3. *Cálculo de costes en la fase comercio*

a. Cálculo de la proporción de recogida manual y automática

Un primer resultado previo, ya presentado en el Capítulo 7, es la tipología de recogida que escogerán las diferentes estructuras comerciales para gestionar los envases de SDDR; diferenciando entre modelos de aceptación manual y automática (Tabla 9. 15).

Tabla 9. 15. Resumen de los modelos de aceptación por unidades y kilogramos gestionados.

	Tipología de manipulación		
	Manual	Automática	Total
Unidades (nº)	8.083.800.052	7.938.713.972	16.022.514.024
Porcentaje (%)	50,5%	49,5%	100%
Peso (kg)	691.702.751.650	589.423.447.404	1.281.126.199.054
Porcentaje (%)	54,0%	46,0%	100%

De acuerdo a las estimaciones realizadas en este estudio, el 54% de las toneladas (el 50,5% de las unidades) se gestionaría a través de sistema manual (E) y el 46% de las toneladas (el 49,5% de las unidades) se gestionaría a través de sistemas automáticos (A, B, C y D). Esto supone una diferencia fundamental respecto a otros países donde está implantado un SDDR, debido a la estructura comercial y de consumo de nuestro país, con una gran capilaridad de formatos pequeños.

b. Número de máquinas y coste total del número de máquinas[282]

La opción de modelo de aceptación automática requiere la adquisición de máquinas RVM. Una vez dimensionado el número de máquinas y conociendo el coste de las mismas[283], se puede calcular la inversión que supondría la implantación de un SDDR obligatorio. La Tabla 9. 16 muestra el número de máquinas y el coste total de la inversión en máquinas que supone la gestión automática del SDDR de los EELL y la Tabla 9. *17* de los envases de vidrio.

Si se agrupa la gestión de EELL y la de envases de vidrio, se puede estimar que el número total de máquinas necesarias será de **38.752 máquinas** de diferente tipología, lo que supondrá una inversión total de **819.711.267 €.**

En este punto, es importante recordar que se ha asumido que los 1.647 millones de envases de brik sometidos a SDDR son susceptibles de ser manipulados automáticamente y, además, mediante la misma máquina que los envases plásticos.

[282] El coste equivalente anual está incluido en el coste total anual del sistema en la partida de amortización de máquinaria.

[283] Comunicación directa TOMRA (Nov. 2016).

Tabla 9. 16. Número de máquinas RVM e inversión total en máquinas RVM para la gestión automatizada de envases ligeros (EELL).

Modelos de aceptación	Modelo de la máquina	Número de máquinas RVM para EELL	Precio de cada tipo de máquina RVM	Inversión total en máquinas RVM para EELL
Máquina CA (2 Front + 3 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 3	45	67.675 €	3.045.375 €
Máquina CA (2 Front + 2 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 2	45	54.140 €	2.436.300 €
Máquina CB (2 Front + 3 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 3	598	67.675 €	40.469.650 €
Máquina CB (2 Front + 2 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 2	45	54.140 €	2.436.300 €
Máquina CC (EELL - Dual)	T63 Dual Cabinet	6.230	21.381 €	133.203.630 €
Máquina CD (EELL - Dual)	T63 Dual Cabinet	17.583	21.381 €	375.942.123 €
Total Máquinas de EELL		**24.547**		**557.533.378 €**

Tabla 9. 17. Número de máquinas RVM e inversión total en máquinas RVM para la gestión automatizada de envases de vidrio.

Modelos de aceptación	Modelo de la máquina	Número de máquinas RVM para vidrio	Precio de cada tipo de máquina RVM	Inversión total en máquinas RVM para vidrio
Máquina CA (2 Front + 3 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 3	45	67.675 €	3.045.375 €
Máquina CB (2 Front + 3 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 3	45	67.675 €	3.045.375 €
Máquina CB (2 Front + 1 Back)	Double T-820 combined with a MultiPac 3	553	40.605 €	22.454.565 €
Máquina CC (Vidrio - Single)	T63 Single Cabinet	3.228	17.227 €	55.608.756 €
Máquina CD (Vidrio - Single)	T63 Single Cabinet	10.334	17.227 €	178.023.818 €
Total máquinas de vidrio		**14.205**		262.177.889 €

c. Costes en el punto de venta

La primera fase en la gestión de los envases de SDDR es la que realiza el punto de venta al recepcionar los residuos de envases sometidos, de manos del ciudadano. En el Apartado 7.4, presentamos diferentes modelos de aceptación para todos los formatos comerciales considerados. Aquí se presentan los resultados de la aplicación de la estructura de costes de

cada uno de los 18 modelos estimados de forma resumida y desde diferentes perspectivas (en el Apartado 9.5.3.2 se presentó en detalle para cuatro modelos):

- Coste total anual por tipo de establecimiento;
- Coste por envase y por tipo de establecimiento; y
- Coste total anual a asumir por cada subsector de distribución.

El **coste total anual promedio que cada establecimiento** deberá asumir para gestionar el volumen de envases que le lleguen se presenta en la Tabla 9. 18 para cada tipo de establecimiento y para cada tipo de modelo de recogida. La tabla muestra como, según el modelo de aceptación, cada punto de venta tendrá un coste total anual diferente. En concreto el hipermercado tendrá un coste menor cuando utiliza máquinas de capacidad mediana y dedica parte de su espacio de almacenaje a gestionar los envases de SDDR. En el caso del supermercado pequeño, es más caro gestionar los envases de SDDR con un modelo automático que con un modelo manual. Finalmente, cabe destacar, que en HORECA, el coste más alto recae en el café-bar con un coste anual de **4.199€.**

Tal como se ha visto en el Capítulo 7, cada tipología de establecimiento gestiona un número diferente de envases, en función de su actividad económica. La Tabla 9.19 recuerda el número de envases retornados por establecimiento y año en Comercios y HORECA.

A partir de la tabla de coste total anual de gestión de envases SDDR en cada establecimiento (Tabla 9. 18), y conociendo el número de envases que gestiona cada uno de ellos (Tabla 9.19), se puede calcular un segundo resultado: el **coste por envase gestionado para cada tipología de establecimiento comercial**, tal como recoge la Tabla 9. 20. Claramente, la gestión de los envases es más costosa si se realiza en un establecimiento HORECA, especialmente en los cafés – bares porqué se combinan tres elementos: muchos clientes, poco consumo individual y gestión manual. En el otro extremo está el coste de gestión de una unidad de envase en el caso de los hipermercados; estos establecimientos consiguen hacerlo de una forma eficiente con un coste mínimo de **0,022 €** por envase.

El **coste total anual que cada tipología de canal deberá asumir** para gestionar todo el volumen de envases que le llegarán anualmente (es decir, teniendo en cuenta el total de establecimientos de esa tipología de canal) se muestra en la Tabla 9. 21, que presenta ese coste anual para toda la estructura comercial española, clasificando por tipología de establecimiento comercial y modelo de aceptación.

La Tabla 9. 21 permite identificar que el canal más afectado en términos de costes totales sería, con mucha diferencia, el de Café Bar, con más de **732** millones de euros anuales; y, dentro del de Comercios, el canal de los Supermercados Grandes con más de **137** millones de euros. Si se agrupan los establecimientos de Comercio y los de Horeca, se observa que el canal Horeca tendría que asumir unos costes totales anuales de **941.593.925** € y el canal comercios de **566.547.759** €.

Por último, la Tabla 9. 22 presenta el análisis desde la perspectiva del coste en función del modelo de aceptación que se aplique. De dicha tabla se puede deducir que la implantación de un SDDR obligatorio genera **un coste anual en la fase comercio de la gestión de los envases de**

1.508.141.684 € que, si se analiza en detalle, se puede identificar que un 21% corresponde a la gestión automática de los envases y un 79% a la manual.

Tabla 9. 18. Coste total anual de gestión de envases SDDR en cada establecimiento promedio.

Modelos de aceptación	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tienda tradicional	Gasolinera	Café Bar	Hotel - Restaurante	Consumo Nocturno
CA	88.680 €									
CB	88.680 €	41.312 €								
CC	83.366 €	32.364 €	22.224 €							
CD	109.996 €	39.170 €	20.604 €	18.335 €						
CE - Manual			24.922 €	10.274 €	3.547 €	2.862 €	3.713 €	4.199 €	2.432 €	3.174 €

Tabla 9. 19. Número de envases retornados por establecimiento y año en Comercios y HORECA.

Modelos de aceptación	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tienda tradicional	Gasolinera	Café Bar	Hotel - Restaurante	Consumo Nocturno
Número de envases	**3.723.082**	**1.149.772**	**413.889**	**157.090**	**43.059**	**31.509**	**43.064**	**17.316**	**21.389**	**21.177**

Tabla 9. 20. Coste por envase gestionado para cada tipología de establecimiento y modelo de aceptación.

Modelos de aceptación	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tienda tradicional	Gasolinera	Café Bar	Hotel - Restaurante	Consumo Nocturno
CA	0,0238 €									
CB	0,0238 €	0,0359 €								
CC	0,0224 €	0,0281 €	0,0537 €							
CD	0,0296 €	0,0341 €	0,0498 €	0,1167 €						
CE - Manual			0,0602 €	0,0654 €	0,0824 €	0,0908 €	0,0862 €	0,2425 €	0,1137 €	0,1499 €

Tabla 9. 21. Coste total de la fase de Comercio, por canal comercial.

Modelos de aceptación	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tienda tradicional	Gasolinera	Café Bar	Hotel - Restaurante	Consumo Nocturno
CA	4.008.342	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CB	4.008.342	22.828.850	0	0	0	0	0	0	0	0
CC	9.420.413	41.729.504	35.549.743	0	0	0	0	0	0	0
CD	27.345.017	72.150.619	43.944.696	55.477.540	0	0	0	0	0	0
CE - Manual	0	0	39.864.562	72.538.053	31.930.572	65.979.583	39.771.924	732.485.893	151.532.591	57.575.441
Total	44.782.114	136.708.973	119.359.001	128.015.592	31.930.572	65.979.583	39.771.924	732.485.893	151.532.591	57.575.441

Tabla 9. 22. Coste total anual de la fase comercio: Gestión Automatizada vs Manual.

MODELO DE ACEPTACIÓN	Total Automatizada	Total Manual	Total
CA - Automático	4.008.342 €		4.008.342 €
CB - Automático	26.837.192 €		26.837.192 €
CC - Automático	86.699.660 €		86.699.660 €
CD - Automático	198.917.872 €		198.917.872 €
CE - Manual		1.191.678.619 €	1.191.678.619 €
Total	**316.463.066 €**	**1.191.678.619 €**	**1.508.141.684 €**

9.5.3.4. *Cálculo de los costes de transporte*

La segunda fase en la gestión de los envases de SDDR es el transporte desde el establecimiento comercial a la planta de conteo, o planta de tratamiento de envases o planta de tratamiento del vidrio. Igual que en la fase comercio, hemos calculado estos costes de transporte para cada uno de los 18 modelos estimados en el Apartado 7.4.2 y para los cuales hemos definido una estructura de costes. Igual que en el apartado anterior, presentamos estos resultados desde dos perspectivas:

- Coste de transporte por envase y por tipo de establecimiento; y
- Coste de transporte total anual agrupando la gestión manual y la automática.

El coste de transporte **por envase** desde el punto de venta hasta planta, para cada tipología de establecimiento, se recoge la Tabla 9. 23. En esta tabla ya se puede apreciar que transportar envases recogidos manualmente es más caro que transportar envases recogidos de forma automática, debido al hecho que en el caso manual se transportan envases sin aplastar ni romper; por lo tanto, la densidad del material es muy baja, transportándose mayoritariamente aire.

Para presentarlo de manera más explícita, a partir del coste por envase anterior, se puede calcular el coste total del transporte en la fase comercio, diferenciando la parte que corresponde al transporte de envases que proviene de un modelo de aceptación automática y el transporte de envases de establecimientos que los aceptan manualmente (Tabla 9. 24).

En definitiva, la implantación de un SDDR obligatorio genera **un coste anual en la fase de transporte desde el punto de venta a las plantas de 322.754.904 €.** Un 78% corresponde a la gestión de los envases provenientes de establecimientos manuales y un 22% corresponde a la de los envases provenientes de los establecimientos automatizados.

Tabla 9. 23. Coste de transporte por envase desde punto de venta hasta planta, para cada tipología de establecimiento y modelo de aceptación.

Modelos de aceptación	Hipermercado	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tienda tradicional	Gasolinera	Café Bar	Hotel - Restaurante	Consumo Nocturno
CA	0,0069 €									
CB	0,0050 €	0,0064 €								
CC	0,0066 €	0,0101 €	0,0066 €							
CD	0,0070 €	0,0113 €	0,0109 €	0,0081 €						
CE - Manual			0,0290 €	0,0312 €	0,0210 €	0,0219 €	0,0296 €	0,0321 €	0,0357 €	0,0379 €

Tabla 9. 24. Coste total del transporte del comercio a la planta: automático vs manual.

	Coste de Transporte del material automatizado	Coste de Transporte del material manual	Coste total de Transporte
Total €	72.091.990 €	250.662.914 €	**322.754.904 €**
Porcentaje	22%	78%	**100%**

9.5.3.5. *Coste de plantas de Conteo*

En el Apartado 7.8.1, al dimensionar el Sistema B, se estimó que serían necesarias 45 plantas de conteo. La estructura de costes de las plantas de conteo se presenta en la Tabla 9. 25 e incluye los siguientes costes individuales (ECOEMBES Y ASPLARSEM (a), 2012). Actualizamos los costes a unidades monetarias del 2014.

a. Coste de Amortización y Financiación.

En cada planta de conteo, se determinó un coste de obra civil amortizable a 20 años que incluía la propia inversión en obra civil (875.000 €, Ecoembes 2016), el montaje y puesta en marcha (69.420 €, Ecoembes 2016), la instalación eléctrica (55.536 €, Ecoembes 2016) y los recursos y licencias de obra (62.768 €, Ecoembes 2016).

Además de la obra civil, también se incluyeron los equipos fijos y móviles amortizables a 8 años, cuyo coste asciende a un total de 891.889 € (Ecoembes, 2016). Los equipos son: alimentador, separador magnético, separador óptico, cinta transportadora, báscula plataforma de 30 t, silos de 25 m^3 (PET+PEAD+brik+vidrio+metal), prensa multimaterial, prensa metales y carretilla.

Todos estos valores se han actualizado a unidades monetarias del 2014.

b. Coste de Personal.

- Coste del personal de jefatura y administración, que corresponde para cada planta al coste de: un Jefe de Planta, un administrativo y un Jefe de Mantenimiento.
- Coste de los operadores de planta. En el Apartado 7.8.2 se determinó la necesidad de 4 personas por turno y un total de 96 turnos para cubrir la actividad prevista.

c. Costes de Operación y Mantenimiento.

Como costes de operación, se han incluido los costes de: alambre, seguro y electricidad[284].

Los costes de mantenimiento se han estimado en: un 1,66% del coste de la obra civil y un 3,30% del coste de equipos fijos y móviles.

d. Coste de Gestión del rechazo.

Se considera nulo porque los productos que gestiona el SDDR no tienen impropios.

e. Gastos Generales y Beneficio Industrial.

- Gastos Generales: un 8% sobre el total de costes excepto amortización y financiación.
- Beneficio Industrial: un 6% sobre el total de costes.

[284] Se ha ajustado al coste real estimado por el estudio ambiental.

Tabla 9. 25. Costes totales anuales de las 45 plantas de Conteo.

Conceptos de Coste (€)	Coste Total de 45 Plantas de Conteo
COSTES DE AMORTIZACIÓN Y FINANCIACIÓN	7.722.350 €
Coste personal de jefatura y administración	3.999.324 €
Coste personal de las plantas de conteo	9.650.143 €
COSTE DE OPERACIÓN	8.773.400 €
COSTE DE MANTENIMIENTO	213.242 €
GASTOS GENERALES	1.810.889 €
BENEFICIO INDUSTRIAL	1.930.161 €
Coste Total	34.099.508 €

9.5.3.6. *Coste de Plantas de Selección*

En el Apartado 7.9, se determinó que la gestión automática de los EELL se realizaría mediante dos tipos de plantas de selección:

- El 50% de los envases se gestionarían en alguna de las actuales plantas de selección. En este caso, el coste que se ha considerado es el 16% del coste actual de las plantas de selección automáticas.[285]
- El otro 50% de los envases se gestionarían con 4,5 plantas nuevas de selección, que tendrían una estructura de costes similares a las actuales siguiendo la estructura determinada en el informe (ECOEMBES Y ASPLARSEM (a), 2012). Estas 4,5 plantas nuevas de selección tendrían los costes anuales totales presentados en la Tabla 9. 26.

Tabla 9. 26. Costes totales anuales de las 4,5 nuevas Plantas de Selección.

Conceptos de Coste (€)	Coste Total de 4,5 Plantas de Selección
COSTES DE AMORTIZACIÓN Y FINANCIACIÓN	668.193 €
Coste personal de jefatura y administración	399.932 €
Coste personal de las plantas de conteo	715.807 €
COSTE DE OPERACIÓN	960.093 €
COSTE DE MANTENIMIENTO	17.997 €
GASTOS GENERALES	167.506 €
BENEFICIO INDUSTRIAL	175.772 €
Coste Total	3.105.301 €

[285] Este 16% del coste se ha considerado teniendo en cuenta una serie de supuestos el en cálculo. En el estudio se ha considerado que los envases SDDR recogidos de forma automática tienen que pasar por plantas de acondicionamiento donde los diferentes materiales de envase que vienen juntos se van a separar y a preparar para ser enviados al reciclador. La cantidad de estos envases en el sistema B suponen el 32% en peso del total de envases gestionados actualmente (sistema A) en las plantas de selección de envases. Adoptando un criterio conservador, se ha asumido que las plantas de acondicionamiento necesarias para gestionar los envases SDDR de forma automática no serán todas de nueva creación, sino que se aprovecharán las infraestructuras de las plantas de selección de envases (que en el sistema B estarán infrautilizadas). En concreto se ha supuesto que la mitad de los envases serán gestionados en plantas de selección de envases (correspondiente al 16%) y el resto en plantas de nueva creación (más detalles en el Apartado 7.9).

9.5.3.7. *Costes Indirectos*

Los costes indirectos son el 3,32% de todos los costes operativos del sistema SDDR.[286] En este caso, siendo los costes totales del sistema son de **2.041 M€** (Costes totales anuales de etiquetaje + Costes fase de Comercio + Costes de transporte + Costes de plantas de selección y de conteo), los costes indirectos del 3,32% ascienden a un total de **67,8 M€.**

9.5.3.8. *Ingresos anuales*

Los ingresos anuales se estima que suben a 315 M€, que corresponden a:

- Los depósitos no devueltos de 1.780.279.336 envases (un 10% del total). Si tenemos en cuenta que el depósito es de 0,10€ por envase, se generan unos ingresos por depósitos no devueltos de 178,0 M€
- Los ingresos por venta de materiales, que son los que muestra la Tabla 9. 27, teniendo en cuenta las toneladas devueltas y el precio de los diferentes materiales.

Tabla 9. 27. Ingresos por venta de materiales[287].

Material	Toneladas devueltas anualmente	Precio de venta por material (€/ton)	Ingresos por venta de materiales (€/año)
PET	XXX	XXX	XXX
PEAD	XXX	XXX	XXX
TOTAL PLÁSTICO	124.904,18	-	62.321.865,00
ACERO	XXX	XXX	XXX
ALUMINIO	XXX	XXX	XXX
TOTAL METALES	149.404,39	-	37.497.544,00
BRIK	23.427,472	XXX	163.992
VIDRIO	983.390,160	37,22	36.601.782
TOTAL	1.281.126,199		136.585.182

9.5.4. Coste neto anual del SDDR en el Sistema B

Los costes netos del sistema, balance de costes e ingresos, serían de 1.794.541.766 euros anuales (Tabla 9. 28). Los costes también se presentan por envase gestionado y por habitante en la Tabla 9. 29.

[286] Los costes de este sistema central se han estimado en un 3,32% de los costes directos, haciendo una media entre el 5% considerado por la consultora Sismega (Sismega, 2011) y el 1,63 estimado por la consultora Eunomia (Eunomia, 2012) en sus respectivos estudios económicos.

[287] Los datos indicados como XXX, son confidenciales y se encuentran en el Anexo Confidencial, al que tienen acceso los expertos revisores del estudio y determinados.

Tabla 9. 28. Principales costes e ingresos anuales del Flujo 1 (SDDR) del Sistema B.

Total Costes Directos	Total Costes Indirectos	Total Ingresos	Total Costes Netos
2.041 M€	68 M€	315 M€	**1.794 M€**

Tabla 9. 29. Costes netos del Flujo 1 (SDDR) del Sistema B por envase y por habitante.

Tipo de coste	Coste SDDR anual (€/año)
€ por envase gestionado	0,100801134 €
€ por habitante	38,63419961 €

9.5.5. Análisis de sensibilidad – Coste de oportunidad del comercio

De las reuniones de trabajo con las asociaciones de distribuidores[288] se sacaron conclusiones claras para el desarrollo del dimensionamiento y estimación de costes acorde a la realidad que viven y vivirían los diferentes eslabones afectados.

Uno de los mensajes más claros de los distribuidores fue el hecho de considerar que la ocupación de suelo comercial no solo tenía un coste en términos de espacio ocupado, por lo tanto de alquiler, sino sobre todo tenía un coste de oportunidad por el hecho que, en comercio, la optimización es tal, que la perdida de metros cuadrados destinados a venta genera unas pérdidas de ventas, que pueden asimilarse a un coste de oportunidad.

Para recoger y dar respuesta a esta conclusión, se ha realizado un análisis de sensibilidad que recoge un estudio de costes completo para los modelos de costes de comercios, en el qué, sólo para el espacio comercial ocupado (no el de almacén), se ha substituido el coste de alquiler por el coste de oportunidad. Este coste de oportunidad se ha calculado como el valor medio de ventas (€/m^2) de alimentación envasada en comercios de libre servicio de más de 100 m2 en la Península y Baleares (Nielsen, 2014). La Tabla 9. 30 muestra los resultados del análisis de sensibilidad para los modelos calculados.

[288] Como se indica en el Apartado 7.4.2, se realizaron desde julio a octubre 2016 varias reuniones con diferentes asociaciones de distribuidores (ASEDAS, ACES, CEC).

Tabla 9. 30. Coste total anual de gestión de envases de SDDR por establecimiento (con coste de alquiler vs coste de oportunidad).

Modelo de costes	Coste total anual (€) por establecimiento (con coste de alquiler)	Coste total anual (€) por establecimiento (con coste de oportunidad)
	Coste Alquiler: 8,85€/mes/m^2 Anuario Estadístico del Mercado Inmobiliario	Coste Oportunidad: 212,45€/mes/m^2 NIELSEN (Ventas medias / m2 para establecimientos de libre servicio > 100m^2)
Hipermercado con modelo CA (automático)	88.680 €	124.017 €
Hipermercado con modelo CB (automático + Logística Inversa)	88.680 €	124.017 €
Hipermercado con modelo CC (automático con almacén)	83.366 €	137.337 €
Hipermercado con modelo CD (automático **sin almacén**)	109.996 €	209.705 €
Supermercado grande con modelo CB (automático + Logística Inversa)	41.312 €	64.161 €
Supermercado grande con modelo CC (automático con almacén)	32.364 €	54.571 €
Supermercado grande con modelo CD (automático **sin almacén**)	39.170 €	77.974 €
Supermercado mediano con modelo CC (automático con almacén)	22.224 €	45.775 €
Supermercado mediano con modelo CD (automático sin almacén)	20.604 €	44.182 €
Supermercado mediano con modelo CE (manual)	24.922 €	38.482 €
Supermercado Pequeño con modelo CD (automático sin almacén)	18.335 €	41.913 €
Supermercado Pequeño con modelo CE (manual)	10.274 €	23.836 €

9.6. Estudio económico de los envases gestionados por el SCRAP en el Sistema B

El Sistema B supone la introducción de un SDDR para los envases del Flujo 1, que convive con el SCRAP para los envases del Flujo 2. Sin embargo, puesto que el SDDR estudiado presenta una tasa de retorno del 90%, eso significa que el 10% de los envases del Flujo 1 no serán recuperados mediante el SDDR y serán gestionados por el SCRAP del Sistema B, que denominamos SCRAP disminuido o "SCRAP-"(a través de la recogida selectiva en contenedor, recogida selectiva complementaria y recogida en masa; con la misma distribución que el Flujo 2).

En primer lugar se presentan los resultados agregados para el SCRAP- , y al final se desagregan para presentar los resultados de costes del Flujo 1 (10% de envases SDDR) y Flujo 2 por separado y comparables con los del Sistema A.

El cálculo y análisis de costes para el sistema B es similar al del Sistema A. El coste neto se calcula como la suma de los costes operativos totales de Ecoembes y Ecovidrio, las recogidas y tratamiento de los operadores externos y otros recicladores privados, menos los ingresos por materiales reciclados.

(2)	COSTE NETO SCRAP -	=	COSTES OPERATIVOS SCRAP VIDRIO y EELL	+	COSTES RECOGIDA Y TRANSPORTE OTROS OPERADORES VIDRIO	–	INGRESOS POR MATERIALES RECICLADOS

Sin embargo, pasar del SCRAP actual a este SCRAP -, ha implicado la necesidad de ajustar el funcionamiento del sistema y, por tanto, hacer hipótesis sobre los cambios que la convivencia con un SDDR provoca en las cantidades recogidas y tratadas, en la tipología de residuos gestionados y en las diferentes actividades, operaciones y procesos. Estos ajustes se han hecho en coherencia con el análisis ambiental. Los cambios en las cantidades de envases, para los distintos flujos de materiales, son los que resultan del balance de materia realizado en el estudio ambiental (Apartado 6.8). Las hipótesis sobre los cambios en los costes de las diferentes actividades se explican en esta sección.

Para cado elemento de coste, se explican y justifican los cambios realizados, las hipótesis tomadas, así como las fuentes utilizadas para los cálculos y los principales supuestos y datos calculados.

En el caso del vidrio, además de Ecovidrio que es el agente principal, hay recogidas selectivas en el ámbito privado por parte de los operadores externos y otros recicladores privados.

9.6.1. Costes del SCRAP de EELL en el Sistema B.

A continuación se presentan y justifican para cada partida las hipótesis realizadas para dimensionar el SCRAP de EELL en el Sistema B. Aquellas decisiones con influencia importante en el resultado final se incluirán en el análisis de sensibilidad.

9.6.1.1. *Recogida selectiva de EELL*

El coste de la recogida selectiva de EELL contempla los siguientes supuestos:

- El coste se mantiene constante respecto al Sistema A, ya que no cambian las características del servicio (contenerización, mantenimiento, frecuencia de recogida, personal, etc.), que son los elementos que definen el coste.
- Es el mismo supuesto que se ha hecho en la parte ambiental para calcular el impacto ambiental.

Fuentes: Se ha consultado a Ecoembes, la FEMP[289] y a expertos del Panel de Partes Interesadas.

9.6.1.2. *Plantas de selección de EELL*

El coste de las plantas de selección de EELL contempla los siguientes supuestos:

- Se supone que el 16% del coste de las plantas automáticas es asumido por el SDDR, porque el 50% del pretratamiento de envases se hará a través de las actuales plantas de selección que dispondrían de capacidad excedentaria por la caída de la aportación de EELL provenientes del contenedor amarillo.
- En el caso de las plantas manuales, tras analizar la estructura de personal, se suprime uno de los operarios, encargado de la fracción PET, por planta. La disminución de la aportación de este material justifica la supresión del operario.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecoembes y sometido a validación y contraste con el PPI.

[289] Fuentes:

- "Estudio para la cuantificación del impacto en la gestión municipal de la implantación de un sistema de depósito, devolución y retorno (SDDR) para envases de bebidas para la Federación Española de Municipios y Provincias", (Tecnoma, 2013).
- Convenio Marco Comunidad de Madrid. Ecoembes 2008-2013. "Anexo VIII. Recomendaciones para la Implantación de la recogida selectiva de envases ligeros".
- Entrevistas personales realizadas el mes de septiembre de 2016.

9.6.1.3. *Recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL*

El coste de las recogidas selectivas en el ámbito privado de EELL contempla los siguientes supuestos:

- El coste unitario se mantiene respecto al Sistema A.
- El coste total disminuye por la disminución de las cantidades recogidas.

Fuentes: Hipótesis de trabajo en coherencia con el análisis ambiental.

9.6.1.4. *Valoración energética de EELL*

El coste de la valoración energética (incineración) de EELL contempla los siguientes supuestos:

- El coste unitario se mantiene respecto al Sistema A.
- El coste total disminuye por la disminución de las cantidades incineradas.

Fuentes: Hipótesis de trabajo en coherencia con el análisis ambiental.

9.6.1.5. *Plantas de RSU*

El coste de la selección de EELL en las plantas de RSU (fracción resto) contempla los siguientes supuestos:

- El coste unitario se mantiene respecto al Sistema A. El coste se mantiene constante porque no cambian las características del servicio. Es el mismo supuesto que se ha hecho en la parte ambiental para calcular el impacto ambiental

Fuentes: Hipótesis de trabajo en coherencia con el análisis ambiental.

9.6.1.6. *Coste de las campañas de sensibilización y marketing*

El coste de las campañas de sensibilización y marketing contempla los siguientes supuestos:

- El coste unitario se mantiene respecto al Sistema A. Se ha considerado que seguirá siendo muy importante el esfuerzo de sensibilización y marketing, más todavía cuando la introducción de un nuevo sistema (SDDR) inducirá cambios en los comportamientos y los incentivos de los consumidores a la hora de reciclar la fracción no SDDR. Esta hipótesis es conservadora en el sentido que previsiblemente un cambio de modelo de recogida haría necesario un refuerzo de las campañas de sensibilización con el consiguiente aumento de costes.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecoembes.

9.6.1.7. *Coste de I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto*

El coste de I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto contempla los siguientes supuestos:

- Se supone que la disminución del coste de esta partida es el 50% de la disminución total de las toneladas gestionadas.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecoembes.

9.6.2. Ingresos del SCRAP de EELL en el Sistema B.

9.6.2.1. *Precio de los materiales recuperados*

Se incluyen los precios de: PET, PEAD rígido, brik, acero, aluminio, y resto de plásticos

El ingreso por la venta de materiales recuperados contempla los siguientes supuestos:

- Todos los precios de los materiales recuperados se mantienen constantes respecto al Sistema A, a excepción del precio del PET.
- Se considera que el precio del PET pasa a negativo (-5 € por tonelada), de manera que se tiene que pagar por su reciclaje. La razón es la caída de la calidad del material PET que quedará en el contenedor amarillo, una vez el sistema SDDR absorba los envases PET de mayor calidad y facilidad de reciclaje.

Fuentes: Referencia promedio obtenida por Ecoembes tras consultas telefónicas bilaterales realizadas a empresas recicladoras de residuos de envases similares a los considerados.

9.6.3. Análisis de resultados y coste neto anual del SCRAP de EELL en el Sistema B.

La Tabla 9. 31 presenta los resultados del cálculo del coste neto del SCRAP de EELL en España en 2014 para el Sistema B. Las hipótesis subyacentes a los cambios en las diferentes partidas se han explicado en los apartados anteriores.

Los principales resultados son los siguientes:

- Los costes de explotación del SCRAP de EELL en el Sistema B (SCRAP-) son 356.379.857 €. Esto supone una bajada del 6,38% respecto a los 380.662.000 € del Sistema A. La bajada es poco importante porque, como se ha explicado anteriormente, algunas partidas se mantienen respecto al Sistema A (caso de la recogida selectiva, la selección de la fracción resto o las campañas de sensibilización y marketing) y otras disminuyen, pero, al hacerlo en función de las cantidades, la disminución es relativamente menor.
- Los ingresos por venta de materiales recuperados del SCRAP de EELL en el Sistema B (SCRAP-) son 14.865.315 €. Esto supone una bajada del 69,33% respecto a los

48.463.000 € del Sistema A. Hay tres razones que explican la magnitud de la disminución de los ingresos:

- En primer lugar, por la disminución de las cantidades vendidas, al pasar una parte de los envases al SDDR.
- En segundo lugar, el material PET, por el que se obtenían 23.217.000 € en el sistema A, pasa a tener una contribución negativa de 215.398 €. La razón es que el material PET de mejor calidad fluirá por el SDDR y la calidad del PET que quedará en el contenedor amarillo se estima que pasará a tener un precio negativo y, por tanto, Ecoembes tendrá que pagar por la recuperación de este PET.
- En tercer lugar, el principal material por el que Ecoembes tiene que pagar por su recuperación, que es el resto de plásticos, permanece enteramente en el SCRAP-, al no provenir de envases sometidos al SDDR, sino film y otros plásticos sin valor de recuperación.

- Como consecuencia de los dos puntos anteriores, y a causa de que la disminución de los ingresos por venta de materiales es más importante que la disminución de los costes de explotación del sistema, el coste neto del sistema SCRAP de EELL en el Sistema B es de 356.379.857 €, lo que supone un aumento del 7,28% respecto a los 332.199.000 € del SCRAP de EELL del Sistema A.

Tabla 9. 31. Coste Neto del SCRAP de EELL en España en 2014 el Sistema B (ver anexo confidencial).

	SISTEMA B		
	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES ECOEMBES			**356.379.857**
Recogida selectiva de EELL			XXX
Selección de EELL			XXX
Plantas automáticas			XXX
Plantas manuales			XXX
Recogidas selectivas en el ámbito privado	XXX	XXX	XXX
Total recogida selectiva/selección de EELL y recogidas selectivas en el ámbito privado	-		**267.554.998**
Selección de RSU (fracción resto)			XXX
Valorización energética (incineración)	XXX	XXX	XXX
Total selección RSU y valorización energética			XXX
Campañas de sensibilización y marketing			XXX
I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto			XXX
Total Campañas de sensibilización, marketing, I+D, caracterizaciones, infraestructura y resto	-		**45.008.783**
INGRESOS ECOEMBES (ventas materiales recuperados)			**14.865.515**
PET	XXX	XXX	XXX
PEAD rígido	XXX	XXX	XXX
Resto de plásticos	XXX	XXX	XXX
Total plásticos	-	197.652	4.295.703

Brik	XXX	43.365	-85.732
Acero	XXX	XXX	XXX
Aluminio	XXX	XXX	XXX
Total metales	-	65.550	10.655.543
COSTE NETO SCRAP EELL			**341.514.342**

9.6.4. Costes del SCRAP de vidrio en el Sistema B.

A continuación se presentan y justifican para cada partida las hipótesis realizadas para dimensionar el SCRAP de EELL en el Sistema B. Aquellas decisiones con influencia importante en el resultado final se incluirán en el análisis de sensibilidad.

9.6.4.1. *Recogida selectiva del vidrio*

La recogida selectiva de vidrio contempla los siguientes costes directos:

- Amortización de los contenedores de recogida
- Limpieza de los contenedores más alrededores
- Recogida y transporte

El coste de la contenerización de vidrio contempla los siguientes supuestos:

- El coste se mantiene constante respecto al Sistema A. Se supone que, por las características del sistema de recogida, no se pueden retirar contenedores, ya que la contenerización se realiza por razones de eficiencia social, económica y ambiental, que implican una distribución de puntos de recogida de las diferentes fracciones en la calle.

El coste de la limpieza de contenedores más alrededores contempla los siguientes supuestos:

- El coste se mantiene constante respecto al Sistema A, ya que se mantiene el número de contenedores y las condiciones de mantenimiento, lavado, etc.

El coste de recogida y transporte contempla los siguientes supuestos:

- La frecuencia de recogida disminuye a la mitad.
- El coste de recogida y transporte disminuye un 50%.

En los tres casos:

- Es el mismo supuesto que se ha hecho en la parte ambiental para calcular el impacto ambiental.

Fuentes: Se ha consultado a Ecovidrio, la FEMP y a expertos del Panel de Partes Interesadas.

9.6.4.2. *Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio*

El coste de la gestión del vidrio limpio contempla los siguientes supuestos:

- Se supone que el coste unitario aumenta un 15% en el escenario B (y disminuye un 10% en el escenario SDDR) respecto al escenario A por los cambios en la calidad, facilidad de tratamiento y limpieza del material recogido.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecovidrio.

9.6.4.3. *Recogida por otras fuentes.*

Esta partida contempla dos orígenes de vidrio recogido, con los siguientes costes directos:

- Costes de vidrio recogido en forma de escorias.
- Costes de vidrio recogido por otras fuentes pero asimilado al coste de las recogidas selectivas en el ámbito privado.

El coste de la recogida por otras fuentes contempla los siguientes supuestos:

- El coste unitario se mantiene constante respecto al Sistema A
- El coste total disminuye por la disminución de las cantidades recogidas.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecovidrio.

9.6.4.4. *Costes indirectos de Ecovidrio*

Los costes indirectos de Ecovidrio incluyen las siguientes partidas:

- Sensibilización
- Gastos generales más estructura

El coste de la sensibilización contempla los siguientes supuestos:

- El coste unitario se mantiene constante respecto al Sistema A

El coste de gastos generales más estructura contempla los siguientes supuestos:

- Se supone que el coste disminuye el 50% de la disminución total de las toneladas.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecovidrio.

9.6.4.5. *Costes indirectos de operadores externos*

Los costes indirectos de los operadores externos incluyen las siguientes partidas:

- Recogida complementaria
- Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio

Los costes indirectos de los operadores externos contemplan los siguientes supuestos:

- Los costes unitarios de recogida se mantienen constantes respecto al Sistema A.
- Se supone que el coste unitario de tratamiento y limpieza aumenta un 15% en el Sistema B por los cambios en la calidad, facilidad de tratamiento y limpieza del material recogido.
- El coste total de recogida y de tratamiento disminuye por la disminución de las cantidades recogidas y tratadas y por el cambio en el coste unitario de tratamiento.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecovidrio.

9.6.4.6. *Costes indirectos de otros recicladores privados*

Los costes indirectos de otros recicladores privados incluyen las siguientes partidas:

- Recogida complementaria
- Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio

Los costes indirectos de los operadores externos contemplan los siguientes supuestos:

- Los costes unitarios de recogida se mantienen constantes respecto al Sistema A.
- Se supone que el coste unitario de tratamiento y limpieza aumenta un 15% en el Sistema B por los cambios en la calidad, facilidad de tratamiento y limpieza del material recogido.
- El coste total de recogida y de tratamiento disminuye por la disminución de las cantidades recogidas y tratadas y por el cambio en el coste unitario de tratamiento.

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecovidrio.

9.6.5. Ingresos del SCRAP de vidrio en el Sistema B.

Los ingresos por la venta de vidrio recuperado provienen de los siguientes orígenes:

- Ventas de Ecovidrio
- Ventas de operadores externos
- Ventas de otros recicladores privados

Los ingresos por venta de materiales contemplan los siguientes supuestos:

- El precio del vidrio recuperado se mantiene constante respecto al Sistema A

Fuentes: Hipótesis de trabajo tras consulta con Ecovidrio.

9.6.6. Análisis de resultados y coste neto anual del SCRAP de vidrio en el Sistema B.

La Tabla 9. 32 presenta los resultados del cálculo del coste neto del SCRAP de vidrio en España en 2014 para el Sistema B. Las hipótesis subyacentes a los cambios en las diferentes partidas se han explicado en los apartados anteriores.

Los principales resultados son los siguientes:

- Los costes de explotación del SCRAP de vidrio en el Sistema B (SCRAP-) son 50.813.853 €. Esto supone una bajada del 39,65% respecto a los 84.205.047 € del Sistema A.
- Los ingresos por venta de material recuperado del SCRAP de vidrio en el Sistema B (SCRAP-) son 14.865.315 €. Esto supone una bajada del 69,33% respecto a los 48.463.000 € del Sistema A. La disminución de ingresos es importante y viene justificada porque la mayor parte de envases de vidrio pasarían al SDDR.
- Como consecuencia de los dos puntos anteriores, el coste neto del SCRAP en el Sistema B es de 43.195.021 €, lo que supone una disminución del 16,01% respecto a los 51.430.239 € del Sistema A.

Tabla 9. 32 Coste Neto del SCRAP de Vidrio en España en 2014 en el Sistema B.

	SISTEMA B		
	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES TOTALES VIDRIO			**50.813.853**
COSTES ECOVIDRIO			**46.846.297**
Amortización contenedores			7.608.146
Limpieza contenedores más alrededor			722.590
Recogida y transporte			18.247.857
Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio	35,19	204.723	7.204.608
Recogida otras fuentes			221.699
Escorias	0,75	26.687	*20.015*
Recogidas selectivas en el ámbito privado	60,00	3.361	*201.683*
Sensibilización			9.893.442
Gastos generales más estructura			2.947.955
COSTES OPERADORES EXTERNOS			**2.815.944**
Recogida complementaria	60,00	35.250	2.114.997
Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio	35,19	19.918	700.947
COSTES RECICLADORES PRIVADOS			**1.151.613**
Recogida complementaria	60,00	14.416	**864.952**
Tratamiento, limpieza y transporte de vidrio limpio	35,19	8.146	**286.660**
INGRESOS (ventas material recuperado)			**7.618.833**
Venta de material vidrio Ecovidrio	37,22	155.057	5.770.501
Venta de material vidrio operadores externos	37,22	35.250	1.311.840

Venta de material vidrio recicladores privados	37,22	14.416	536.492
COSTE NETO SCRAP VIDRIO			**43.195.021**

9.6.7. Coste neto anual de los envases gestionados por el SCRAP en el Sistema B

El coste neto de los envases gestionados por el SCRAP en el Sistema B en 2014 se resume en la Tabla 9. 33 y se calcula sumando a los costes netos de los SCRAP- de EELL y vidrio, que se han calculado en los apartados anteriores, la imputación de los costes externos de recogida de residuos sólidos urbanos, vertedero e incineración:

COSTES NETOS TOTALES DE SCRAP DEL SISTEMA B	=	**COSTE NETO DEL SCRAP- DE EELL**	+	**COSTE NETO DEL SCRAP- DE VIDRIO**	+	**RECOGIDA RSU**	+	**COSTE DE VERTEDE-RO**	+	**COSTE DE INCINERACIÓN**

Tabla 9. 33. Coste neto de los envases gestionados por el SCRAP en el Sistema B.

	SISTEMA B		
	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES NETO SCRAP EELL			**341.514.342**
COSTE NETO SCRAP VIDRIO			**43.195.021**
COSTES DE RECOGIDA RSU			**84.286.517**
COSTES TRATAMIENTO FINAL			**12.257.229**
Vertedero	24,51	385.173	9.440.599
Incineración	62,03	45.407	2.816.630
COSTE NETO TOTAL			**481.253.108**
Número habitantes (INE, cifras Padrón)			*46.771.341*
Coste/habitante			**10,29**

Las diferentes partidas globales son las siguientes:

- Coste Neto del SCRAP- de EELL: 341.514.342 €, lo que supone un aumento del 7,28% respecto al Sistema A. La comparación con el Sistema A tiene que tener en cuenta el hecho de que el SCRAP del Sistema A gestiona los envases del Flujo 1 y del Flujo 2, mientras que el Sistema B gestiona únicamente los envases del Flujo 2 más un 10% de los envases del Flujo 1 (SDDR). La desagregación y comparación por flujos se hace en las conclusiones del trabajo.
- Coste neto del SCRAP- de vidrio: 43.195.021 €, lo que supone una disminución del 16,01% respecto al Sistema A. La comparación con el Sistema A tiene que tener en cuenta el hecho de que el SCRAP del Sistema A gestiona los envases del Flujo 1 y del

Flujo 2, mientras que el sistema B gestiona únicamente los envases del Flujo 2 más un 10% de los envases del Flujo 1 (SDDR). La desagregación y comparación por flujos se hace en las conclusiones del trabajo.

- Costes de la recogida de la fracción resto (RSU): 84.286.517 €. Se mantienen respecto al Sistema A, al considerar que, al no cambiar las condiciones de recogida de la fracción resto (RSU), no se justifica cambiar este coste.
- Costes de vertido de residuos de EELL y vidrio en vertederos: 9.440.599 €. Se mantiene el coste unitario de vertido de 24,51 €/t, pero disminuyen las cantidades de envases vertidas. Esto supone una disminución del 44,06% respecto al Sistema A. Cabe recordar de nuevo que el SCRAP del Sistema A tiene envases del Flujo 1 y del Flujo 2 y el del Sistema B sólo envases del Flujo 2 más un 10% de los envases del SDDR (Flujo 1).
- Costes de incineración de residuos de EELL y vidrio: 2.816.630 €. Se mantiene el coste unitario de incineración de 62,03 €/t, pero bajan las cantidades de envases incineradas. Esto supone una disminución del 58,77% respecto al Sistema A. A remarcar que el SCRAP del Sistema A tiene envases del Flujo 1 y del Flujo 2 y el sistema B sólo envases del Flujo 2 más un 10% de los envases del SDDR (Flujo 1).

Agregando estas partidas:

- El coste total neto de la gestión de los envases gestionados por los SCRAP- de EELL y vidrio vigentes en España en 2014 sería de 481.252.108 €.
- El coste neto por habitante de los SCRAP- de EELL y vidrio vigentes en España en 2014 sería de 10,29 €/habitante.

A continuación, en la Tabla 9. 1 se desagrega el coste del sistema B para los envases de Flujo 2 (gestionados por el SCRAP) y el 10% de los envases de Flujo 1 que no son gestionados por el SDDR sino por el SCRAP-. Para mostrar sólo los costes correspondientes al SCRAP debido a los envases del Flujo 2, se han restado los costes asociados al 10% de las toneladas de envases del Flujo 1 en el sistema A. Estas toneladas se han valorado usando los costes del Sistema B. El coste que supone este 10% se va a sumar en los resultados globales al coste del SDDR para obtener una comparación homogénea entre flujos en los dos sistemas.

Tabla 9. 34. Desagregación del coste neto del SCRAP del Sistema B por flujos[290].

	SISTEMA B 10% Flujo 1			SISTEMA B Flujo 2		
	Coste unitario	Toneladas	Euros	Coste unitario	Toneladas	Euros
COSTES NETO SCRAP B TOTAL			**6.246.040**			**378.463.323**
COSTES DE RECOGIDA RSU	139,40	60.192	8.390.543	139,40	544.466	75.895.974
COSTES TRATAMIENTO FINAL			**1.142.740**			**11.114.470**
Vertedero	24,51	39.404	965.794	24,51	345.769	8.474.804
Incineración	62,03	2.853	176.946	62,03	42.555	2.639.665
COSTE NETO TOTAL			**15.779.323**			**465.473.766**
Número habitantes (INE Cifras Padrón)			*46.771.341*			*46.771.341*
Coste/habitante			**0,34**			**9,95**

La desagregación del coste neto total del sistema B es la siguiente:

- 465.771.766 € corresponden a los envases del Flujo 2. Esto corresponde a 9,95 €/habitante.
- 15.779.323 € corresponden al 10% de envases del Flujo 1 (SDDR) que son gestionados por el SCRAP en el sistema B. Esto corresponde a 0,34 €/habitante.

9.7. Resumen y conclusiones de los resultados económicos integrados

El estudio económico se ha realizado de forma desagregada para el Sistema A y el Sistema B, separando los resultados del Flujo 1 y el Flujo 2 en cada uno de ellos, para finalmente, presentar los resultados agregados de los dos flujos y la comparación entre el sistema A y el sistema B.

La siguiente Tabla 9. 35 presenta estos resultados, y el resultado adicional del Sistema B respecto al Sistema A.

[290] Fuente: Elaboración propia.

Tabla 9. 35 Resumen comparativo del coste neto entre los sistemas A y B.

CONCEPTO (CONJUNTO DE MATERIALES)	SISTEMA A			SISTEMA B			ADICIONAL		
	FLUJO 1	FLUJO 2	TOTAL	FLUJO 1	FLUJO 2	TOTAL	FLUJO 1	FLUJO 2	TOTAL
Toneladas	1.423.474	1.077.247	2.500.720	1.423.474	1.077.247	2.500.720	1.423.474	1.077.247	2.500.720
Unidades de envase	17.802.793.360	NO DISPONIBLE	NO DISPONIBLE	17.802.793.360	NO DISPONIBLE	NO DISPONIBLE	17.802.793.360	NO DISPONIBLE	NO DISPONIBLE
COSTE NETO TOTAL (€/año)	**164.422.302**	**327.199.800**	**491.622.102**	1.810.321.089	**465.473.766**	2.275.794.855	1.645.898.787	138.273.966	1.784.172.753
COSTE NETO POR HABITANTE (€/hab y año)	3,5	7,0	10,5	38,7	10,0	48,7	35,2	3,0	38,1
COSTE NETO POR TONELADA (€/t y año)	115,5	303,7	196,6	1.271,8	446,7	910,1	1.156,3	128,4	713,5
COSTE NETO POR ENVASE (€/envase y año)	0,00923575860	NO DISPONIBLE	NO DISPONIBLE	0,10168747412	NO DISPONIBLE	NO DISPONIBLE	0,09245171552	NO DISPONIBLE	NO DISPONIBLE

A partir de la Tabla 9. 35 las principales conclusiones del estudio económico son:

- Para la sociedad española, el coste neto total de la recogida pasaría de 491.622.102€ en el Sistema A a 2.275.794.855€ en el Sistema B, lo que significaría multiplicar por 4,6 el coste total de la recogida de envases en España. El coste adicional sería de 1.784.172.753€. Este incremento de los costes se debe principalmente a:
    - La gestión de los envases del Flujo 1 costaría 1.645.898.787 € más que el coste de la gestión de esos mismos residuos con el sistema actual (pasando de 164.422.302€ a 1.810.321.089€). El 99% de este sobrecoste está asociado a la recogida mediante un SDDR.
    - Además, la incorporación de un SDDR también encarecería la gestión de los residuos de envases (de los residuos no sometidos al SDDR), aumentando el coste neto para los municipios españoles en 138.273.966 € (pasando de 327.199.800 € a 465.473.766 €)
- En términos per cápita, el coste neto por habitante pasaría de 10,5 a 48,3 euros, lo que significa multiplicar el coste por 4,6 y un coste adicional por ciudadano de 38,1€. Este incremento de los costes de puede desagregar entre Flujo 1 y Flujo 2:
    - En términos per cápita, el coste neto del Flujo 1 pasaría de 3,5 €/habitante a 38,7 €/habitante, lo que supondría un aumento del 1.001,02% o multiplicar el coste por 11,01.
    - El coste neto de gestión de los envases del Flujo 2 aumentaría, tanto en términos totales como per cápita un 42,26%. En euros por habitante significa pasar de 7€/habitante en el Sistema A 10 €/habitante en el sistema B.
- Si nos centramos en los envases del Flujo 1, aquellos que serían sujetos al sistema SDDR, el aumento adicional del coste neto total sería de 1.645.898.787€, lo que supone multiplicar el coste neto por 11,01.

El análisis de los costes del 90% del Flujo 1 (envases gestionados a través del SDDR) se ha realizado de forma desagregada tal como muestra la Tabla 9. 36:

Tabla 9. 36. Análisis de los costes del Flujo 1 recuperado mediante SDDR (90% del total).

	COSTES					
IMPORTE ANUAL (MM €)	**Etiquetado**	**Manipulación en punto de venta**	**Transporte**	**Conteo/ pretratamiento**	**Costes indirectos**	**Total costes**
	131	1.508	323	79	68	2.109
		INGRESOS				
	Venta de materiales	**Depósitos no devueltos**	**Total ingresos**			**COSTE NETO**
	137	178	315			1.794

De la desagregación que muestra la tabla anterior, se pueden extraer las siguientes conclusiones económicas de la implantación del SDDR

- El dimensionamiento del SDDR ha permitido identificar que el 54% de las toneladas de envases sujetos a SDDR se gestionarían a través de un sistema manual (que conlleva elevados costes de mano de obra y de espacio y transporte de material sin compactar) y el 46% de las toneladas se gestionaría a través de sistemas automáticos (que conlleva elevados costes de maquinaria). Esta es una gran diferencia respecto a otros países del norte de Europa, con importantes repercusiones de todo tipo, ya que la mayoría de residuos gestionados por SDDR tendrían que viajar sin compactar hasta 45 plantas de recuento. La manipulación en el establecimiento y el transporte de un material de tan baja densidad implican un gran despliegue de recursos.
- El impacto económico más importante se genera en los puntos de venta, con un coste que subiría a 1.508 Millones de € anuales.

  Este hecho se debe a que los establecimientos deberán manipular estos residuos en los establecimientos y tal como hemos visto en la estimación de costes, un 21% de este coste corresponde a la gestión automatizada de los envases, y un 79% corresponde a la gestión manual.

  El canal que más toneladas de residuos gestionaría sería el de los supermercados grandes, y el segundo el del café / bar, por encima del canal hipermercado. En coste, el impacto económico más importante se generaría en el canal café /bar (732,5 M de euros anuales), seguido de supermercados grandes, medianos y pequeños (384,1 M de euros anuales). En conjunto, el sector HORECA genera unos costes de más de 941,6 M de euros anuales y el sector del comercio unos costes de más de 566,5 M de euros anuales.
- El coste anual de la fase de transporte desde el punto de venta hasta las plantas de conteo / pretratamiento sería de 323 Millones de € anuales. Un 78% corresponde a la gestión de envases que provienen de establecimientos que gestionan manualmente y un 22% a la de los establecimientos que gestionan de forma automatizada.
- Se calcula que 10.895 establecimientos gestionarían los residuos de envases a través de máquinas RVM, para los cuáles sería necesario comprar 38.752 máquinas (lo que supondría una inversión de 819,71 millones de Euros).

10. ESTUDIO SOCIAL

Debido a que no existe ningún marco metodológico estándar para la evaluación del impacto social, el análisis social de los sistemas de recogida de envases SCRAP y SDDR presentado en este apartado se realiza desde varias perspectivas diferentes y complementarias. En primer lugar, se realiza una revisión bibliográfica de los estudios existentes sobre el impacto social de la recogida de envases con el objetivo de determinar los métodos y las métricas utilizados hasta el momento. Posteriormente, se describen las investigaciones realizadas mediante la adaptación de la metodología de análisis del valor social integrado y mediante la huella social. Para cada uno de estos estudios, se detalla la metodología utilizada para el análisis y los resultados obtenidos.

10.1. Revisión bibliográfica

El concepto "impacto social" es muy amplio y puede referirse a todo aquello que afecta a las personas, ya sea directa o indirectamente. De acuerdo con la Agencia Ambiental de Estados Unidos, la evaluación del impacto social es el análisis sistemático de los impactos sobre la calidad de vida de los individuos y las comunidades, como resultado de una política, proyecto o programa propuesto (Luxton, T. et al., 2014). Por consiguiente, podemos partir de que la evaluación del impacto social debe abordar tanto los efectos sobre el ciudadano individual como los efectos sobre la sociedad en su conjunto. Desde un punto de vista pragmático, podemos decir que la evaluación del impacto social debe tener en cuenta todos los efectos vinculados a una intervención planeada que no sean considerados por las respectivas evaluaciones del impacto ambiental y económico.

Con respecto a la recogida de envases, los estudios realizados hasta el momento han considerado principalmente los impactos económicos y ambientales (INTERTEK RDC, 2011) y la viabilidad técnica, como los realizados en España y brevemente descritos en el Apartado 1.1. Esto se debe seguramente al hecho de que se trata de un ámbito de actuación que no comporta riesgos graves para la salud o los derechos humanos, pero también puede ser debido al hecho de que no hay métodos y métricas estandarizadas y, por tanto, resulta difícil cuantificar los efectos observados.

En el marco del Proyecto ARIADNA, se ha realizado una revisión de los estudios disponibles sobre SCRAP/SDDR de envases a través de la consulta de bases de datos bibliográficas y la búsqueda en Internet, con el fin de capturar también la literatura gris (documentos que no se difunden por los canales ordinarios de publicación comercial). El Anexo 10.1 ofrece un listado de los estudios de impacto social revisados y sus características. Sus respectivas fuentes se encuentran en el apartado de referencias bibliográficas al final de esta memoria. Como conclusión general de la revisión bibliográfica, cabe destacar que en los estudios revisados no se ha identificado la aplicación de ningún marco metodológico de referencia para la evaluación del impacto social. Asimismo, se observa que los estudios realizados en España y en otros países utilizan una diversidad de métodos como encuestas, cálculos monetarios, etc. En concreto, pueden distinguirse tres maneras diferentes de considerar los impactos sociales, esto es, mediante:

a) la opinión de los grupos de interés,
b) categorías específicas de impacto social, y
c) costes y beneficios sociales.

Los estudios que pretenden reflejar la **opinión de los grupos de interés** se basan en entrevistas a los agentes implicados en los sistemas SCRAP y SDDR (UBA, 2010; UPM & UAH, 2015) o en encuestas a la población sobre la gestión de envases (CECU, 2011; GfK, 2014; Ipsos Marketing, 2015; Retorna & FPRCR, 2013). Estos estudios presentan los puntos de vista expresados de manera cualitativa o cuantitativa en función de las escalas de valoración utilizadas para medir actitudes y opiniones.

Algunos estudios parten de una lista de **categorías específicas de impacto social** o factores sociales vinculados a la gestión de envases (ver Cuadro 10.1) o se centran en una cuestión concreta como la creación de empleo derivada de la introducción de un SDDR (Eunomia, 2011 (a); ISTAS, 2011). En ambos casos, los estudios definen unos indicadores para evaluar estos aspectos de manera cuantitativa o cualitativa.

Cuadro 10.1: Aspectos sociales considerados por estudios anteriores.

Factores de implicación social y socio-política (UBA, 2010)	**Categorías de impacto social** (PwC, 2011)
• Efectos distributivos • Viabilidad política • Esfuerzo para retorno de los envases • Efectos diferenciales en los ingresos • Ingresos para personas socialmente desfavorecidas • Contribución al "*anti-littering*" • Contribución a la concienciación ambiental	• Diversidad y conveniencia de productos • Precio del producto • Empleo • Uso indebido del sistema • Responsabilidad extendida del productor y comportamiento del consumidor • *Littering*

Finalmente, otros estudios adoptan un enfoque de análisis coste-beneficio e integran las externalidades que dan lugar a **costes y beneficios sociales**, tratando de cuantificarlos e idealmente valorándolos en términos monetarios (Nordic Council of Ministers, 2007). La Tabla 10.1 lista los efectos identificados en los estudios realizados en España y en otros países, que se refieren principalmente a los costes de desplazamiento y el tiempo empleado por los consumidores para retornar los envases, los impactos derivados de los envases abandonados en espacios públicos (*littering*) y la creación de empleo.

Tabla 10.1: Costes/beneficios sociales considerados por estudios anteriores.

Estudio	Costes/beneficios sociales
Covec, 2016	• Costes de transporte y tiempo asociado a la devolución de los envases por parte de los consumidores
Eunomia, 2015	• Reducción del *littering* terrestre (incluido en costes/beneficios ambientales)
Marsden Jacob Associates, 2014	• Costes de desplazamiento de los consumidores para retornar los envases (costes operativos de vehículo) y tiempo empleado para la devolución de los envases
Reclay StewardEdge Inc., 2014	• Creación de empleo
INTERTEK RDC, 2011	• Tiempo del consumidor para la devolución de los envases (incluido en costes/beneficios económicos) • Creación de empleo • Impacto visual del *littering* (latas)
PwC & WCS, 2011	• Costes de desplazamiento de los consumidores para retornar los envases (costes operativos de vehículo) y tiempo empleado para gestionar los envases • Disposición a pagar de la sociedad por un mayor reciclado de envases • Disposición a pagar de la sociedad por una reducción del *littering*
Eunomia, 2010	• Reducción del *littering* (incluido en costes/beneficios ambientales)
Lavee, D., 2010	• Espacios públicos más limpios • Aumento del empleo
Institute for Sustainable Futures, 2001	• Desplazamiento de consumidores para retornar envases (combustible y amortización vehículos) • Tiempo y trabajo dedicado por consumidores

10.2. Análisis de los beneficios y perjuicios sociales

10.2.1. Metodología

La metodología de **cuantificación del valor social integrado**, desarrollada por Retolaza, J.L., 2014, es un sistema de contabilidad social que combina un análisis cualitativo y otro cuantitativo. El análisis cualitativo busca evaluar los impactos que genera una organización para sus principales grupos de interés, basándose en la realización de entrevistas a representantes de todos esos grupos de interés. El análisis cuantitativo se centra en la cuantificación de los

beneficios percibidos a través del desarrollo de indicadores y *proxies* (aproximaciones al valor) que permitan monetizar el valor generado.

La metodología se fundamenta en la perspectiva de la teoría de los grupos de interés (*stakeholders*) (Freeman, R.E., 1984; Freeman, R.E. et al., 2010; Retolaza, J.L. & San-Jose, L., 2011). Este planteamiento propone considerar un concepto más amplio de valor creado por una organización - por un lado, incluyendo el valor distribuido a la totalidad de los *stakeholders* de la organización y no sólo a sus *shareholders* (accionistas) y, por otro, incorporando los efectos no directamente económicos sobre los diversos *stakeholders*, ya sean positivos o negativos. Esto da lugar a una concepción más integral del valor económico generado, a la que se le puede denominar valor global, ampliado, compartido o valor social integrado.

La propuesta metodológica de Retolaza, J.L., 2014 se concreta en el llamado modelo poliédrico, que permite objetivar y visualizar el valor creado por una organización para el conjunto de sus grupos de interés. Partiendo de la premisa de que el resultado de una actividad sólo se transforma en valor cuando hay alguien que lo valora, se adopta una aproximación fenomenológica en el análisis – se identifican las dimensiones de valor (el valor se produce de diferentes maneras para diferentes individuos) a partir de la percepción de los destinatarios de dicho valor, es decir, los diferentes *stakeholders* de la organización. Para integrar las diversas objetivaciones del valor generado, se aplica la lógica difusa o teoría de conjuntos borrosos – de esta manera es posible señalar el conjunto de valor social creado para los diferentes *stakeholders* sin pretender que exista un valor único y objetivo. El modelo poliédrico se muestra gráficamente en la Figura 10.1.

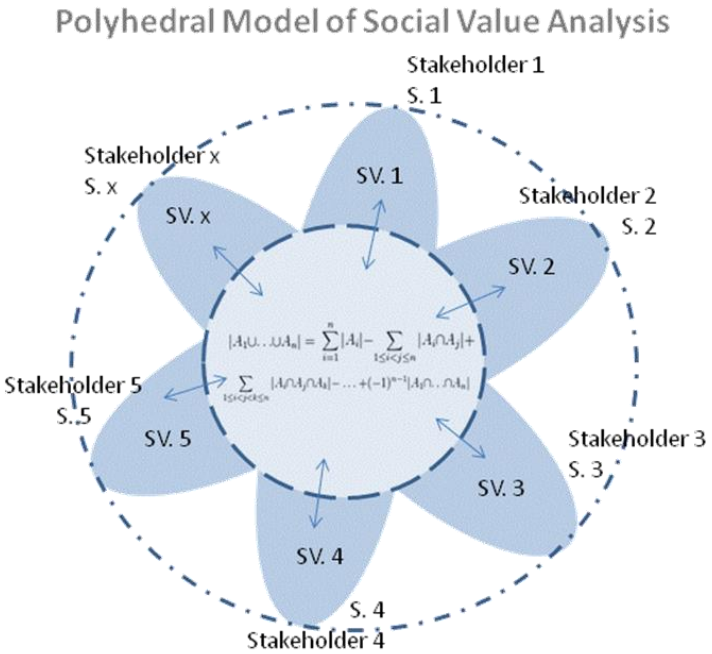


Figura 10.1: Modelo poliédrico de análisis del valor social integrado[291].

[291] Fuente: Retolaza, J.L. et al., 2015.

Las diferentes áreas representan el valor social generado para cada uno de los *stakeholders*. El círculo interior sombreado en gris representa el conjunto de los valores coincidentes para todos los *stakeholders.* Complementariamente, existen valores generados para un *stakeholder* particular que no confluyen con los de los otros *stakeholders,* representados por las otras superficies sombreadas en azul. El total de valor generado por la organización correspondería a la superficie total sombreada.[292]

De acuerdo con el modelo poliédrico, el análisis del valor social integrado sigue básicamente cuatro fases, que se muestran en la Figura 10.2.

FASE 1	**IDENTIFICACIÓN DE LOS GRUPOS DE INTERÉS** → elaborar el mapa de *stakeholders*
FASE 2	**IDENTIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DE VALOR** → realizar entrevistas con los *stakeholders* e identificar las variables de valor percibidas → elaborar la matriz de intereses
FASE 3	**MONETIZACIÓN DE LOS INDICADORES** → identificar *outputs/inputs* sociales e identificar *proxies* que permitan monetización → elaborar la tabla de valoración con algoritmos
FASE 4	**CÁLCULO Y VISUALIZACIÓN DEL VALOR GENERADO** → cuantificar valores particulares, valor compartido y valor global (consolidado) → visualizar en gráficos de valor

Figura 10.2: Fases de la cuantificación del valor social integrado[293].

El primer paso consiste en la identificación de los grupos de interés, la cual hace la propia organización a través de la elaboración de un mapa de *stakeholders.* Posteriormente, se identifican las variables de valor percibidas (como, por ejemplo, la creación de empleo), mediante entrevistas en profundidad realizadas a representantes escogidos de los diferentes grupos de interés[294]. Las variables de valor obtenidas en lenguaje coloquial a través de las entrevistas se redefinen en una matriz de intereses que lista todas las dimensiones de valor que afectan a los diferentes *stakeholders* y permite identificar indicadores para su cuantificación (como, por ejemplo, número de trabajos creados).

[292] Al tratarse de una simplificación, el modelo gráfico no visualiza los posibles valores que solamente coinciden parcialmente entre algunos de los *stakeholders* (no entre el conjunto de los mismos); sin embargo en el sistema de cálculo estos valores sí son tenidos en cuenta y cuantificados.

[293] Fuente: Adaptado de Retolaza, J.L., 2014.

[294] El objetivo es recoger la totalidad de los aspectos en los que la organización genera o destruye valor en relación con los diferentes *stakeholders*.

A partir de los potenciales indicadores de las variables, se definen los *outputs* generados por la organización y se cuantifican los *inputs* con coste social o de oportunidad (principalmente financiación pública), a fin de poder calcular el valor neto generado. Asimismo, se identifican los *proxies* que permitan monetizar los *outputs* y eventualmente los *inputs,* mediante un proceso similar al que se utiliza en contabilidad para calcular el valor razonable. Por otra parte, se generan los algoritmos de cálculo que relacionan los *outputs* (por ejemplo, 91 puestos de trabajo creados) con los *proxies* (por ejemplo, el coste de creación de empleo directo para la Administración) a fin de cuantificar el valor monetario de cada *output* generado. Finalmente, se calcula el valor social generado y se consolida el valor del conjunto de los *outputs* identificados.

El proceso de cuantificación del valor social integrado puede considerarse un proceso de "investigación-acción" (*action research*), término que hace referencia a una forma de investigación que permite vincular el estudio de los problemas en un contexto determinado con procesos de acción social orientados al cambio, de manera que se obtenga simultáneamente un incremento del conocimiento y un cambio social.

En el Proyecto ARIADNA, se ha adaptado la metodología de cuantificación del valor social integrado para evaluar el impacto social de los sistemas SCRAP y SDDR. En vez del valor creado por una organización para sus grupos de interés, se pretende analizar y cuantificar los beneficios y perjuicios ocasionados a los *stakeholders* de los sistemas de recogida de envases estudiados. Por lo tanto, no se parte de categorías de impacto social predeterminadas sino que se identifican en base a los intereses percibidos por todos los grupos de interés significativos. En una segunda fase, se contrastan los beneficios y perjuicios identificados con las evaluaciones del impacto ambiental y económico para ver en qué grado consideran estas cuestiones, y se buscan indicadores o *proxies* que permitan cuantificar y monetizar aquellos beneficios y perjuicios que podremos denominar sociales.

Los resultados de esta evaluación del impacto social son parecidos a los de un **análisis coste-beneficio social** (The Treasury, 2015), ya que los impactos sociales de una intervención son traducidos en términos monetarios con el fin de poder ser comparados con los impactos económicos. Sin embargo, la metodología seguida asegura un enfoque participativo, ya que ayuda a identificar los aspectos sociales percibidos como relevantes por los colectivos y/o individuos afectados a través de un proceso de abajo hacia arriba ("*bottom-up*"), y no sólo se identifican costes y beneficios desde la perspectiva de quien realiza el estudio o de la administración pública. La consideración de las perspectivas de los diferentes *stakeholders* es importante en las evaluaciones del impacto social y difícilmente puede determinarse a través de un proceso de arriba hacia abajo ("*top-down"*) (UNEP, 2009).

10.2.2. Identificación de los grupos de interés

Como primer paso, se identificaron los *stakeholders* significativos de los sistemas de recogida de envases mediante SCRAP y SDDR, es decir, aquellos grupos y/o individuos que puedan afectar o que son afectados por estos sistemas. Con el objetivo general de identificar todas las perspectivas que pudieran percibir beneficios o perjuicios derivados del actual SCRAP o de una

posible combinación de SCRAP/SDDR, para algunos grupos de *stakeholders* se detallaron los subgrupos relevantes (ver Tabla 10.2). Así, en la identificación de los fabricantes de envases y las organizaciones recicladoras y recuperadoras se tuvieron en cuenta los diferentes tipos de materiales susceptibles de ser incluidos en un SDDR. Asimismo, en la identificación de los envasadores se consideraron las diferentes tipologías de bebidas envasadas incluidas en la propuesta de implementación de un SDDR.

Tabla 10.2: *Stakeholders* de sistemas de recogida de envases SCRAP y SDDR.

Grupos	Subgrupos
Fabricantes de envases	Fabricantes de envases de PET, PEAD, brick, aluminio, acero y vidrio
Envasadores	Empresas nacionales e importadoras de agua, refrescos, zumos, cervezas, vinos, cava y bebidas espirituosas
Distribuidores y establecimientos de venta de bebidas	• Comercio (hipermercados, supermercados, tiendas tradicionales) • Hostelería (Restaurantes, hoteles, cafeterías, discotecas, bares, pubs etc.)
Administraciones públicas relacionadas con la recogida de residuos	• Estado y Comunidades Autónomas • Entidades locales (ayuntamientos, mancomunidades, diputaciones, consorcios etc.) • Empresas públicas de limpieza viaria y gestión de residuos • Plantas de selección
Organizaciones recicladoras y recuperadoras	• Empresas recicladoras y recuperadoras de PET, PEAD, brick, aluminio, acero, vidrio y otros materiales • Entidades sociales de recuperación de residuos • Recicladores informales
Consumidores/ciudadanos	• Consumidores de bebidas en envases de un solo uso (envases ligeros y de vidrio) • Ciudadanos en general
Medio ambiente	Grupos ecologistas

El listado de grupos y subgrupos de *stakeholders* se presentó al Panel de Partes Interesadas en una de sus reuniones y se aprobó la idoneidad de lo propuesto por el equipo investigador.

10.2.3. Identificación de los beneficios y perjuicios para los grupos de interés

Para conocer los intereses de los diferentes grupos o subgrupos de *stakeholders* identificados, se realizaron entrevistas individuales y grupales a representantes de las organizaciones existentes en España (asociaciones empresariales, administraciones públicas, asociaciones de consumidores, ONG ecologistas, etc.). Con el objetivo de recoger visiones diferentes y complementarias sobre los intereses de cada grupo, se contactó tanto con entidades

promotoras de un SDDR como con aquéllas con puntos de vista críticos con respecto a este nuevo sistema. Cabe señalar que ocho de las organizaciones adheridas a la Plataforma Retorna, iniciativa que apoya un SDDR para los envases en España, no aceptaron realizar la entrevista. Ante esta situación, se buscaron declaraciones públicas de estas organizaciones para poder incluir sus percepciones en el análisis.

En total se entrevistaron a 39 personas de forma presencial o telefónica durante los meses de Mayo, Junio y Julio de 2016. Los nombres de las personas entrevistadas y su correspondiente afiliación aparecen listados en el Anexo 10.2. La finalidad de las entrevistas era determinar los principales aspectos en los que los *stakeholders* perciben que un sistema de recogida selectiva de residuos de envases (ya sea el actual SCRAP o una combinación de SCRAP/SDDR) les aporta beneficios o perjuicios – tanto a nivel del colectivo representado como a nivel de la sociedad en general (ver el guión para la entrevista en el Anexo 10.3). La información recogida en las entrevistas se documentó mediante apuntes tomados tras cada entrevista. Adicionalmente a las entrevistas, se revisaron comunicados, notas de prensa y noticias con argumentos a favor o en contra de implantar un SDDR, para asegurarnos de tener en cuenta la perspectiva de todos los *stakeholders*, especialmente de aquellos que declinaron la invitación a la entrevista.

La estructuración analítica de la información recogida en las entrevistas y en la revisión de los documentos públicos siguió los pasos del método fenomenológico (Giorgi y Giorgi, 2003). En primer lugar, se identificaron las unidades temáticas relacionadas con los efectos positivos y negativos del SDDR percibidos por los diferentes grupos de *stakeholders* y expresadas en el lenguaje coloquial de los interlocutores entrevistados (variables de primer orden) (ver el listado en el Anexo 10.4). En segundo lugar, se reestructuró este listado a un listado de variables de segundo orden, comparando las variables con los aspectos sociales considerados por la literatura (ver Apartado 10.1) y reformulándolas en términos concretos, es decir, de consecuencias y repercusiones previsibles que produciría la implantación del SDDR. Además, en el caso de los impactos percibidos por consumidores y ciudadanos, la información se trianguló con los resultados de la investigación cualitativa sobre las actitudes de la población ante la posibilidad de implantación de un SDDR realizada por FOCUS (FOCUS, 2016). Como resultado del proceso de estructuración analítica, la Tabla 10.3 hasta la Tabla 10.9 muestran los efectos beneficiosos y perjudiciales atribuibles a la implantación de un SDDR para los fabricantes de envases, envasadores, distribuidores y establecimientos de venta, administraciones públicas (entidades locales), organizaciones recicladoras y recuperadoras, consumidores y sociedad (ciudadanos) y medio ambiente.[295] Aparte de una breve descripción de cada aspecto, la Tabla 10.3 hasta la Tabla 10.9 indican en sus comentarios el diferente tratamiento de las variables en el presente estudio: los impactos considerados en el planteamiento de los escenarios de análisis del estudio; los impactos ambientales y económicos, que se consideran en la evaluación ambiental y económica (ver Capítulos 8 y 9 respectivamente); y los impactos sociales, que se

[295] Cabe señalar que la metodología utilizada no persigue una valoración de los beneficios y/o perjuicios percibidos por parte de los *stakeholders* entrevistados, sino exclusivamente su identificación. La relevancia de cada aspecto identificado se determina a través de la eventual cuantificación y monetización.

analizan en el presente Apartado. Con respecto a estos últimos, se distingue entre los impactos sociales monetizables, que se tratan en el Apartado 10.2.4., y los impactos sociales no monetizables que se discuten cualitativamente en el Apartado 10.2.5.

Tabla 10.3: Beneficios/perjuicios del SDDR identificados para los fabricantes de envases.

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios
Impacto en las ventas de material/envases SDDR y SCRAP	Los costes de implantación del SDDR, así como la variación en los costes del SCRAP, podrían repercutirse en la cadena de fabricación de los envases.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.1).

Tabla 10.4: Beneficios/perjuicios del SDDR identificados para los envasadores.

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios
Etiquetado de los envases SDDR	Los envasadores deberían modificar sus líneas de producción para adaptarse al etiquetado identificador de los envases SDDR y prevenir el fraude.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).
Tareas de gestión de depósitos	Los envasadores deberían dedicar personal a las tareas asociadas a la gestión de los depósitos de los envases.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.2).
Desequilibrio temporal en el pago de depósitos	Podrían darse desequilibrios temporales en el pago y cobro de los depósitos, lo que implicaría unos costes financieros.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.2).
Pago de tasa administrativa	Es previsible que los envasadores tengan que pagar una tasa administrativa al operador del SDDR para financiar el sistema.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.2).
Impacto en las ventas de productos SDDR	La repercusión de los costes del SDDR en el precio de los productos podría frenar el consumo, lo que acabaría influyendo en las ventas de los correspondientes productos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.2).
Impacto en los costes de gestión de residuos SCRAP	La implantación del SDDR reduciría la cantidad y calidad del material recogido en el SCRAP, por lo que se encarecerían los costes de éste.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).

Tabla 10.5: Beneficios/perjuicios del SDDR identificados para los distribuidores y establecimientos de venta.

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios
Dedicación de espacio para la gestión de residuos SDDR	Los puntos de venta deberían habilitar espacios para la recogida (manual o con máquinas) y el almacenamiento de los residuos SDDR, lo cual	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).

	implicaría restar parte de dicho espacio a la venta de productos.	
Dedicación de tiempo del personal para la gestión de residuos SDDR	Los puntos de venta deberían dedicar personal a las tareas asociadas a la gestión de los residuos SDDR (recepción, almacenamiento, clasificación, custodia, devolución del depósito) y deberían suministrarles la necesaria formación.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).
Adquisición de bolsas/cajas y máquinas de retorno	Los puntos de venta deberían adquirir bolsas y/o cajas para almacenar los residuos SDDR y los de mayores dimensiones máquinas de retorno RVM (*Reverse Vending Machines*) que posibiliten la recogida automática de los residuos SDDR.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).
Recogida y transporte de residuos SDDR	Los residuos aceptados en los distintos establecimientos de venta deberían ser recogidos y trasladados a las plantas de conteo o a las plantas de separación y acondicionamiento.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).
Modificación del sistema administrativo y contable	El SDDR requeriría modificaciones en las aplicaciones informáticas y nuevos procedimientos administrativos y contables para gestionar los depósitos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Problemas de sanidad e higiene	Los residuos SDDR podrían contener restos alimenticios que supusieran problemas de sanidad, higiene, olores y suciedad durante su almacenamiento y manipulación.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Autorización como gestor/transportista de residuos	El hecho de manipular residuos podría hacer necesario una autorización de gestor de residuos para la recepción y almacenamiento de los envases, y de transportista de residuos para trasladarlos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Retraso en los pagos de depósitos	El establecimiento podría recoger más envases SDDR de los que vendiese y podría pasar un tiempo hasta que recuperase el correspondiente importe de los envasadores/operador del sistema, lo que implicaría unos costes financieros.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Pérdida del depósito	En caso de que acepten manualmente un envase incorrecto que luego no fuese aceptado por el sistema, el establecimiento perdería el importe del depósito devuelto.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Compensación por envase recogido	Los puntos de venta podrían percibir un ingreso por la gestión de los envases.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Impacto en la imagen/reputación de los establecimientos	La recepción de los residuos SDDR en los puntos de venta puede influir positiva o negativamente en la imagen o reputación de los establecimientos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).
Impacto en las ventas de productos SDDR	El depósito y/o el incremento de precio (repercusión de los costes del SDDR) podrían frenar el consumo de los productos SDDR, lo que acabaría influyendo en las ventas de los correspondientes productos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.3).

Tabla 10.6: Beneficios/perjuicios del SDDR identificados para las entidades locales

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios

Reducción de los ingresos por parte del SCRAP	La disminución de parte de los envases presentes en los sistemas de recogida convencionales supondría la reducción de una parte de los ingresos que perciben las entidades locales por parte del SCRAP.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.4).
Impacto en los costes de gestión de residuos SCRAP	La implantación del SDDR reduciría la cantidad y calidad del material recogido en el SCRAP, por lo que se encarecerían los costes de gestión de éste.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9).
Impacto sobre las efectividades de las plantas de selección	La implantación del SDDR reduciría la cantidad y cambiaría la composición de los residuos que llegan a las plantas de selección y recuperación de envases, lo que podría afectar las efectividades de las plantas.	Se considera en la evaluación ambiental (Capítulo 8).

Tabla 10.7: Beneficios/perjuicios del SDDR para las organizaciones recicladoras y recuperadoras

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios
Aumento de las tasas de recogida y reciclado de residuos SDDR frente a SCRAP	La recuperación del depósito representaría un incentivo económico para devolver el envase y participar en el sistema SDDR. Como muestran experiencias en otros países, cabría esperar un aumento en los índices de recogida de los envases sujetos a depósito.	Se considera un 90% de recuperación de los envases SDDR en el Sistema B (Capítulo 5).
Aumento de la calidad del material recogido en el SDDR	La **separación en origen** de un SDDR implicaría un incremento de la **calidad** del material recogido en comparación con el SCRAP, lo que supondría mayores precios de venta del material reciclado.	Se considera en la evaluación ambiental (Capítulo 8).

Tabla 10.8: Beneficios/perjuicios del SDDR identificados para los consumidores

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios
Dedicación de espacio para almacenamiento de los residuos SDDR en los hogares	El consumidor tendría que habilitar un nuevo cubo o bolsa para separar los residuos SDDR y almacenarlos sin deterioro, adicional al almacenamiento de los residuos SCRAP.	Se cuantifica en términos monetarios (Apartado 10.2.4.1).
Dedicación de tiempo para la devolución de los residuos SDDR	A diferencia del SCRAP, la devolución de los residuos SDDR se realiza en los puntos de venta, con posibles tiempos de espera en comercios y establecimientos de hostelería.	Se cuantifica en términos monetarios (Apartado 10.2.4.2).
Necesidad de aprendizaje para la correcta gestión de residuos	El consumidor tendría que aprender otra norma de separación de residuos, que no dependería solamente del material de envase sino también de su contenido (p.ej. brik de zumo versus brik de leche), y se haría necesario una campaña de educación.	Se considera en la evaluación económica (Capítulo 9 y Apartado 10.2.4.3).
Pago del depósito	El pago del depósito requiere avanzar un importe de dinero que se recupera más tarde con la devolución del envase vacío.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.6).
Pérdida del depósito	En caso de que no retornara el envase o el envase hubiese sufrido algún desperfecto y la máquina o el comercio no lo aceptase para su devolución, el consumidor perdería el importe abonado previamente como depósito.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.6).

Posible incremento de precio de productos (SDDR)	Los costes de implantación del SDDR podrían repercutirse en el precio final de los productos SDDR ofrecidos al consumidor.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.6).

Tabla 10.9: Beneficios/perjuicios del SDDR identificados para la sociedad (ciudadanos) y medio ambiente.

Efectos del SDDR	Descripción	Comentarios
Aumento de las tasas de recogida y reciclado de residuos SDDR frente a SCRAP	La recuperación del depósito representaría un incentivo económico para devolver el envase y participar en el sistema SDDR. Como muestran experiencias en otros países, cabría esperar un aumento en los índices de recogida de los envases sujetos a depósito, con la consiguiente recuperación de recursos.	Se considera un 90% de recuperación de los envases SDDR en el Sistema B (Capítulo 5).
Impacto en las tasas de recogida de residuos SCRAP	Como respuesta al esfuerzo adicional requerido por el sistema SDDR o por falta de espacio, los consumidores podrían optar por depositar los residuos en la fracción resto en vez de los contenedores SCRAP. En la actualidad existen muchas vías de segregación de residuos (SCRAP, medicamentos, pilas, etc.) y el ciudadano podría sentir cierta "fatiga" de participar en la recogida selectiva de éstos.	En el Sistema B se consideran los porcentajes de hogares que eliminarían los cubos de recogida para envases de vidrio y envases ligeros (EELL) (Capítulo 6).
Reducción de basuras abandonadas en el entorno *(littering)*	La implantación del SDDR reduciría el abandono de residuos de envases de bebidas en calles, parques y espacios públicos o en el campo, las playas o el mar, disminuyendo el riesgo de su dispersión en el medio ambiente y el impacto visual que causan.	Se cuantifica en términos monetarios (Apartado 10.2.4.4).
Impacto ambiental derivado del transporte	Al igual que en el SCRAP, las necesidades de transporte derivadas de la logística de recogida de los residuos SDDR implicarían un consumo de combustible y emisiones atmosféricas.	Se considera en la evaluación ambiental (Capítulo 8).
Ingresos para colectivos desfavorecidos	El retorno de residuos SDDR abandonados en la vía pública podría generar ingresos para colectivos desfavorecidos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.7).
Aumento de suciedad en las zonas de contenedores	Debido a gente que remueve y busca residuos SDDR en contenedores y papeleras podría incrementarse la suciedad en determinados espacios públicos.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.7).
Aumento de la concienciación	El pago del depósito refuerza la idea del valor del envase y la conciencia sobre la necesidad de reciclar en los ciudadanos, pero desde una perspectiva "mercantilista".	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.7).
Creación/destrucción de puestos de trabajo	La implantación del SDDR podría crear nuevos puestos de trabajo (recogida, conteo y transporte de residuos SDDR) a la vez que podría destruir empleo (recogida de residuos SCRAP y urbanos, limpieza viaria, plantas de selección).	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.7).
Posibilidad de robos y/o fraude	Debido a su valor económico, los residuos SDDR podrían ser objeto de robos o fraude.	Se discute de forma cualitativa (Apartado 10.2.5.7).

10.2.4. Cuantificación y monetización de los costes y beneficios sociales para el conjunto de la sociedad

Siguiendo el enfoque del estudio australiano de Institute for Sustainable Futures, 2001, diferenciamos entre los beneficios y perjuicios para el conjunto de la sociedad (*whole of society)* y las implicaciones para los diferentes grupos de *stakeholders*. En este apartado, nos centramos en los impactos que pueden considerarse relevantes para el conjunto de la sociedad - ciudadanos y consumidores, debido a que prácticamente todos los ciudadanos son consumidores de los productos de bebidas potencialmente sujetos al SDDR - y que son factibles de cuantificarse y monetizarse en el marco del presente proyecto.[296] Otros impactos sociales no monetizables y que afectan solamente a determinados grupos de interés se tratan de manera cualitativa en el Apartado 10.2.5.

En los siguientes subapartados se analizan los impactos relacionados con la dedicación de espacio, la dedicación de tiempo, la necesidad de aprendizaje y la reducción del *littering*. Estas cuestiones se han identificado en la estructuración analítica de la información recogida en las entrevistas y en la revisión de los documentos públicos (ver Apartado 10.2.3 y Tabla 10.3 a Tabla 10.9). Como ya se ha comentado anteriormente, esta información se ha triangulado con los resultados de la investigación cualitativa sobre las actitudes de la población ante la posibilidad de implantación de un SDDR (FOCUS, 2016). La cuantificación de los correspondientes impactos se realiza a partir de los resultados de una encuesta telefónica llevada a cabo a hogares españoles (Instituto APOLDA, 2016) y a partir de datos de la literatura. No se ha preguntado directamente a los encuestados el valor monetario que asignan a los beneficios y/o perjuicios derivados de la implantación de un SDDR.

10.2.4.1. ***Dedicación de espacio***

La separación de residuos en el hogar requiere de un espacio de almacenamiento para las distintas fracciones separadas. A pesar de que la mayoría de estudios sobre el SDDR no consideran esta cuestión, creemos que en el contexto español es una problemática relevante, ya que la falta de suficiente espacio en la vivienda es una de las principales razones aducidas para no separar las basuras (Ipsos Marketing, 2015).

La dedicación de espacio para el almacenamiento de las diferentes fracciones de residuos no supone de por sí un coste para los hogares, pero implica que se reduce el espacio disponible para otros fines. En viviendas pequeñas, en las que el espacio de almacenamiento es un recurso limitado, el espacio requerido para colocar los cubos o bolsas para separar las basuras puede

[296] Estos aspectos serían los que se incluirían en un análisis coste-beneficio social, mientras que se excluirían los costes y beneficios de *stakeholders* particulares o las transferencias entre *stakeholders*.

considerarse un coste social (Nordic Council of Ministers, 2007). Podemos asumir que este es el caso en las viviendas con menos de 60 m^2, que representan el 14,2% en España.

Los contenedores comercializados en España para la separación de basuras en el hogar varían en capacidad de 8 a 20 litros y en superficie de 0,022 a 0,11 m^2, con un promedio de 0,053 m^2.[297] De la encuesta telefónica del Instituto APOLDA, 2016 podemos obtener los datos sobre la proporción de los hogares españoles que disponen de cubos o bolsas para envases de vidrio y envases ligeros (EELL) tanto en la actualidad (Sistema A) como en la situación proyectada y extrapolada de la implantación del SDDR con una tasa de retorno del 90% (Sistema B).[298]

Se puede asumir que el valor del espacio de la vivienda es igual a su coste de alquiler (en el año 2014) y tomar los datos promedio de 82,62 EUR por m^2 y año para España. De esta manera, se puede calcular el coste anual de la superficie de suelo requerida por hogar para almacenar las distintas fracciones de residuos, considerando solamente las viviendas con poco espacio disponible (viviendas con menos de 60 m^2). Los resultados se muestran en la Tabla 10.10, y en el Anexo 10.5 se especifican los cálculos realizados y los indicadores utilizados con sus fuentes correspondientes (Tabla A.10.5.1).

Tabla 10.10: Características y coste social de la dedicación de espacio al almacenamiento de residuos en los Sistemas A y B.

	Sistema A (SCRAP)	Sistema B (SCRAP+SDDR)
Hogares con cubos para vidrio	77,5%	70,8%
Hogares con cubos para EELL	83,5%	79,8%
Hogares con cubos para SDDR	-	90% (hipótesis de trabajo)
Superficie ocupada por cubo	0,053 m^2	0,053 m^2
Superficie dedicada por hogar	0,085 m^2	0,127 m^2
Viviendas < 60 m^2	14,2%	14,2%
Precio medio alquiler al mes	6,89 EUR/m^2	6,89 EUR/m^2
Coste anual por hogar	**1,00 EUR**	**1,49 EUR**

[297] Este dato proviene de una consulta realizada en internet y está en consonancia con Ekvall y Bäckman (2001), que asumen que el espacio requerido para almacenar una fracción de residuos es de aproximadamente 0,06 m^2 (Nordic Council of Ministers, 2007).

[298] No consideramos el espacio ocupado por los cubos o bolsas de otras fracciones como papel/cartón y materia orgánica, que no forman parte del estudio.

10.2.4.2. *Dedicación de tiempo*

La separación de residuos y su correcta gestión posterior no solamente requiere de espacio en las viviendas sino también de tiempo por parte de los consumidores. Varios estudios sobre el SDDR consideran el tiempo dedicado a estas actividades un coste social en tanto que reduce el tiempo disponible de las personas y por consiguiente su bienestar. En este sentido, un 17% de los españoles manifiesta que no tiene tiempo para separar y clasificar las distintas fracciones de residuos (Ipsos Marketing, 2015).

De acuerdo con estimaciones de los países nórdicos europeos, la separación de residuos en origen (incluyendo la limpieza de los envases y el transporte a los puntos de recogida) requiere un promedio de 15-25 minutos por hogar y por semana (Nordic Council of Ministers, 2007). En un intento de precisar más la duración de las diferentes tareas requeridas por los sistemas SCRAP y SDDR, la Tabla 10.11 muestra las estimaciones realizadas por los estudios revisados sobre el SDDR. Con respecto al tiempo asociado con el transporte de los residuos SDDR, los estudios consideran solamente los viajes adicionales realizados a los puntos de recogida – no aquellos atribuibles a las actividades de compra (Institute for Sustainable Futures, 2001)-, el tiempo necesario para cargar o descargar los residuos SDDR del coche (INTERTEK RDC, 2011) o el tiempo empleado en caminar del coche al punto de recogida (PwC & WCS, 2011). Cabe remarcar que el tiempo dedicado a las diferentes tareas depende en gran medida de los hábitos de consumo y la estructura comercial existente en cada país.

Tabla 10.11: Tiempo asociado con la gestión de los residuos de envases.

	Covec, 2016	Marsden Jacob Associates, 2014	INTERTEK RDC, 2011	PwC & WCS, 2011	Institute for Sustainable Futures, 2001
Ámbito geográfico	Nueva Zelanda	Tasmania (Australia)	Bélgica	Australia	Nueva Gales del Sur (Australia)
Enjuague/limpieza	-	-	-	-	0,17 h/persona/año (SCRAP) 0,43 h/persona/año (SDDR)
Clasificación y almacenamiento	-	Mismas prácticas de gestión en SCRAP y SDDR	-	-	3,30 h/persona/año (SCRAP) 3,30 h/persona/año (SDDR)
Transporte	1 min/trayecto (promedio de 40 envases devueltos) (SDDR)	-	6 - 13 s/lata (SDDR)	0,02 trayectos adicionales/hogar/semana; 0,25/1,2 min/trayecto (SDDR)	0,00 h/persona/año (SCRAP) 0,01 h/persona/año (SDDR)
Deposición en punto de recogida	4 s/envase (SDDR)	1,6 min/trayecto (SDDR máquina) 10 min/trayecto (SDDR manual)	4 - 12 s/lata (SDDR)	5 s/trayecto (SCRAP) 1,7 min/trayecto (SDDR máquina) 5 min/trayecto (SDDR manual)	0,00 h/persona/año (SCRAP) 0,32 h/persona/año (SDDR)
Tiempo total	5,5 s/envase (SDDR)	1,6 -10 min (SDDR)	10 - 25 s/lata (SDDR)	? (estimaciones del tiempo adicional con respecto al escenario base)	3,47 h/persona/año (SCRAP) 4,05 h/persona/año (SDDR)
Valor del tiempo	?	8,06 AUD/h (literatura)	6-10 EUR/h (valor medio del tiempo pasado en medios de transporte)	13,01 AUD/h (valor del tiempo pasado en vehículo privado)	12,37 AUD/h (honorarios servicios de limpieza)

* Estimación adicional con respecto al escenario base.

De manera conservadora, se puede asumir que el tiempo dedicado a la limpieza, clasificación y almacenamiento de los residuos de envases de bebidas (tanto SCRAP como SDDR) en los hogares es el mismo para los Sistemas A y B (es decir, que el hecho de que haya un cubo más y la necesidad de pensar cada envase dónde va, no aumenta el tiempo dedicado), por lo que no resulta necesaria su cuantificación. Para el transporte de los residuos a los puntos de recogida diferenciaremos el Sistema A (transporte a los contenedores municipales de recogida selectiva) del Sistema B (transporte a los contenedores de recogida selectiva y a los puntos de venta).

El tiempo de transporte de los residuos SCRAP a los contenedores municipales depende de la frecuencia del vaciado de los cubos o bolsas para envases de vidrio y EELL y los consiguientes desplazamientos a los contenedores municipales. De la encuesta realizada por el Instituto APOLDA, 2016, se deriva que los envases de vidrio suelen llevarse una vez por semana al contenedor verde mientras que, para los EELL (plástico, latas, etc.), la frecuencia más habitual es cada 2 ó 3 días (ver Tabla 10.12). Aplicando los supuestos especificados en el Anexo 10.5, (Tabla A.10.5.2) podemos calcular el tiempo dedicado al transporte de los residuos de vidrio y EELL, más el tiempo requerido para transferir estos residuos de los cubos o bolsas a los contenedores municipales, tomando en consideración la proporción de los hogares españoles que disponen de cubos o bolsas para EELL.[299] Los resultados se muestran en la Tabla 10.12, y en el Anexo 10.5 se especifican los cálculos realizados y los indicadores utilizados con sus fuentes correspondientes (Tabla A.10.5.2).

Tabla 10.12: Dedicación de tiempo al transporte y deposición de residuos de vidrio y EELL en los Sistemas A y B

	Sistema A (SCRAP)	Sistema B (SCRAP+SDDR)
Hogares con cubos para EELL	83,5%	79,8%
Desplazamientos semanales	2	2
Distancia media de hogar a contenedor municipal	100 m	100 m
Velocidad media a pie	1,35 m/s	1,35 m/s
Tiempo medio para transferir residuos	5 s	5 s
Tiempo anual dedicado por hogar	**3,69 h**	**3,53 h**
Tiempo semanal dedicado por hogar	**4,26 min**	**4,07 min**

[299] Asumimos por tanto que los hogares españoles que disponen de cubo para EELL también disponen de cubo para vidrio y que la mayoría de hogares seguirían vaciando el contenedor de los envases ligeros 2 veces por semana en una hipotética implantación del SDDR.

En los resultados de la encuesta del Instituto APOLDA, 2016, se observa que la proyección de disposición de compra con el sistema SDDR resulta en un incremento de las visitas mensuales a los diversos establecimientos de venta de alimentación de un promedio del 19%. A pesar de que en esa proyección tienen poca incidencia los trayectos emprendidos exclusivamente para devolver los envases, podemos atribuir el incremento general de los desplazamientos hogar - comercio a la implantación del SDDR. El tiempo empleado para estos desplazamientos depende de la distancia de los diferentes tipos de establecimientos y el medio de transporte empleado para acudir a ellos.[300] Aplicando los supuestos especificados en el Anexo 10.5 (Tabla A.10.5.3) podemos calcular el tiempo dedicado al transporte de residuos SDDR en el Sistema B, tomando en consideración la hipótesis de que el 90% de los hogares españoles dispondrían de cubos o bolsas para los residuos SDDR. Los resultados se muestran en la Tabla 10.13, y en el Anexo 10.5 se especifican los cálculos realizados y los indicadores utilizados con sus fuentes correspondientes (Tabla A.10.5.3). Con respecto a las visitas a establecimientos de hostelería, los resultados de la encuesta del Instituto APOLDA, 2016 no muestran un incremento significativo en las visitas mensuales a restaurantes, bares y cafeterías en las proyecciones relativas a la implantación del sistema SDDR.

Tabla 10.13 Dedicación de tiempo al transporte de residuos SDDR a los comercios en el Sistema B

Sistema B (SCRAP+SDDR)	Hiper-mercados	Super-mercados	Super-mercados micro	Tiendas tradi-cionales	Gasolinera
Visitas mensuales actuales	2,1	6,8	3,9	6	0,6
Visitas mensuales proyectadas	2,6	7,5	4,7	6,5	0,8
Incremento de visitas mensuales s	0,5	0,7	0,8	0,5	0,2
Distancia media desde hogar	10 km	2 km	0,5 km	0,75 km	10 km
Distancia media recorrida al mes	12 km	2 km	0,9 km	0,6 km	4 km
Velocidad media a pie			1,35 m/s	1,35 m/s	
Velocidad media en coche	50 km/h	50 km/h			50 km/h
Tiempo anual dedicado por hogar	**2,16 h**	**0,60 h**	**1,78 h**	**1,67 h**	**0,86 h**
TOTAL tiempo anual dedicado por hogar			**7,07 h**		
TOTAL tiempo semanal dedicado por hogar			**8,16 min**		

[300] De manera conservadora, a diferencia de los estudios realizados en Australia y Nueva Zelanda, no consideramos los costes operativos de vehículo (costes de combustible, costes de reparaciones y mantenimiento), que también representan costes atribuibles a los hogares.

Una vez el consumidor llega al establecimiento comercial, la devolución de los envases puede hacerse manualmente o en máquinas RVM.[301] En los establecimientos de hostelería, la devolución de los envases de las bebidas consumidas también implicaría un aumento de tiempo en comparación con la situación actual, debido a la interacción con el personal del establecimiento para comprobar los envases retornados y la devolución del importe.[302] En base a los supuestos especificados en el Anexo 10.5 (Tabla A.10.5.4), se puede calcular el tiempo dedicado al retorno de los envases, tomando nuevamente en consideración que la tasa de retorno de los envases sometidos al SDDR es del 90%.[303] Los resultados se muestran en la Tabla 10.14, y en el Anexo 10.5 se especifican los cálculos realizados y los indicadores utilizados con sus fuentes correspondientes (Tabla A.10.5.4).

[301] De manera conservadora, en el cálculo del tiempo medio de interacción y devolución en la máquina RVM no se considera el tiempo de espera haciendo cola.

[302] El tiempo dedicado por el consumidor se ha considerado equivalente al tiempo dedicado por el personal de los establecimientos comerciales para la recepción y gestión de los envases (ver Apartado 7.2.3).

[303] De manera conservadora, se considera que la aportación media de envases retornados por persona en las tiendas tradicionales, consumo nocturno y los café-bar equivale a la aportación media de envases retornados por hogar.

Tabla 10.14 Dedicación de tiempo a la devolución de residuos SDDR en comercios y restauración en el Sistema B.

Sistema B (SCRAP+SDDR)	Hiper-mercados	Superm. grandes	Superm. medianos	Superm. pequeños	Superm. micro	Tiendas tradicionales	Gasolinera	Café Bar	Hoteles y restaurantes	Consumo nocturno
Aportación media por hogar	39	21	21	22	16	12	16	1	7	3
Aceptación por máquina RVM	100%	100%	70%	30%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Aceptación manual	0%	0%	30%	70%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Tiempo interacción por visita (RVM y manual)	30 s	30 s	30 s	30 s	30 s	30 s	30 s	30 s	30 s	30 s
Tiempo devolución por envase RVM	5 s	5 s	5 s	5 s	5 s	5 s	5 s	5 s	5 s	5 s
Tiempo devolución por envase manual	10 s	10 s	10 s	10 s	10 s	10 s	10 s	10 s	10 s	10 s
Tiempo anual dedicado por hogar	3.600 s	4.050 s	4.995 s	6.510 s	5.700 s	4.050 s	6.650 s	4.800 s	4.300 s	2.580 s
TOTAL tiempo anual dedicado por hogar	**13,12 h**									
TOTAL tiempo semanal dedicado por hogar	**15,14 min**									

El tiempo dedicado a las diferentes tareas de gestión de los residuos de vidrio, EELL y SDDR no tiene un valor de mercado directamente identificable, ya que se trata de trabajos no remunerados. El valor que le asignan otros estudios al tiempo empleado para la gestión de residuos es su coste de oportunidad o la predisposición del ciudadano a pagar para que otra persona se encargue de estas tareas (Nordic Council of Ministers, 2007). Los estudios revisados sobre el SDDR (ver Tabla 10.11) utilizan como proxy los honorarios de servicios de limpieza del hogar o el valor atribuido al tiempo de viaje (procedente de evaluaciones económicas de proyectos de transporte). Podemos asumir que la disposición a pagar para evitar las tareas de gestión de residuos es más baja que las tarifas de servicios de limpieza del hogar porque la minoría que paga por estos servicios probablemente tiene menos tiempo y más dinero que la población media y porque la recogida selectiva de residuos es percibida más significativa que otras tareas del hogar (Nordic Council of Ministers, 2007). Las estimaciones del valor del tiempo de viaje suelen diferenciar entre los desplazamientos por motivos de trabajo y por motivos de ocio, y aproximan el valor monetario de los últimos con porcentajes en torno al 50% del salario bruto medio por hora (CEDEX, 2010). A falta de estimaciones sobre la disposición a pagar por la recogida selectiva por parte de los ciudadanos españoles, en el presente estudio tomamos el 50% de la ganancia media por hora en España, 5,76 EUR (ver Tabla A.10.5.5 en el Anexo 10.5), como el valor del tiempo dedicado a la gestión de residuos, argumentando que se trata de un tiempo equiparable al tiempo de viaje asociado al ocio (tiempo que no reduce la jornada laboral remunerada, pero disminuye el tiempo disponible de ocio). Los tiempos empleados en las diferentes tareas de gestión de residuos para los Sistemas A y B y su equivalencia en costes sociales se muestran en la Tabla 10.15.

Tabla 10.15 Características y coste social de la dedicación de tiempo a la gestión de residuos en los Sistemas A y B.

	Sistema A (SCRAP)	Sistema B (SCRAP+SDDR)
Tiempo semanal para transporte y deposición de residuos SCRAP en contenedores municipales	4,26 minutos	4,07 minutos
Tiempo semanal para transporte de residuos SDDR a comercios	-	8,16 minutos
Tiempo semanal para devolución de residuos SDDR en comercios y restauración	-	15,14 minutos
TOTAL tiempo semanal dedicado por hogar	4,26 minutos	27,37 minutos
TOTAL tiempo anual dedicado por hogar	3,69 h	23,72 h
50% de ganancia media por hora	5,76 EUR	5,76 EUR
Coste anual por hogar	**21,26 EUR**	**136,54 EUR**

10.2.4.3. *Necesidad de aprendizaje*

Más allá del espacio y tiempo dedicado en relación a la implantación de un SDDR, el consumidor deberá aprender las nuevas normas de separación y devolución de los envases sujetos a depósito e incorporarlas en sus rutinas diarias. Además, esto en parte significa desaprender algunas reglas de la actual gestión de los residuos (separar según el contenido de los envases en vez del material, no aplastar ni deformar los envases), lo que representa una mayor complejidad en los aprendizajes. Eso haría necesario una importante campaña de comunicación por parte del operador del nuevo sistema. Por otro lado, los operadores de los sistemas SCRAP para envases de bebidas deberían continuar con sus campañas de sensibilización para asentar y mejorar los hábitos asociados con la recogida selectiva.

En este sentido, podrían tomarse los costes de las campañas de comunicación como *proxy* financiero de las necesidades de aprendizaje que requieren los Sistemas A y B. La Tabla 10.16 muestra las estimaciones realizadas por los estudios revisados sobre el SDDR con respecto a los costes de las campañas de comunicación.

Tabla 10.16: Estimaciones sobre los costes de las campañas de comunicación.

Estudio	Concepto (ámbito geográfico)	Valor estimado
Covec, 2016	Programa de educación (Nueva Zelanda)	800.000 NZD/año (SDDR)
Eunomia, 2012	Costes de comunicación y marketing (España)	5,6 m EUR/año
PwC, 2011	Anuncios informativos (Alemania)	570.346 EUR (período anterior a introducción del SDDR)
PwC & WCS, 2011	Costes de comunicación (Australia)	4 m AUD/año (SCRAP) 8,8 m AUD/año (primer año SDDR) 0,5 m AUD/año (años posteriores SDDR)
Eunomia, 2010	Costes de comunicación y marketing (Reino Unido)	5 m GBP/año
Institute for Sustainable Futures, 2001	Campañas de educación y publicidad (Nueva Gales del Sur, Australia)	1,2 m AUD/año (SDDR)

Los costes de las campañas de comunicación correspondientes a los Sistemas A y B están incluidos en la evaluación económica realizada en el Capítulo 9. Los costes de sensibilización del Sistema A (SCRAP) provienen de los costes destinados a tal fin por Ecoembes y Ecovidrio en el ejercicio 2014 (ver Apartados 9.2.3.6 y 9.3.3.5). En el Sistema B se estima que los costes de sensibilización del SCRAP se mantendrían constantes respecto al Sistema A, ya que se considera que seguiría siendo muy importante el esfuerzo de sensibilización, sobre todo ante la posible confusión con la introducción del SDDR. A estos costes se le sumarían los costes incurridos por el operador SDDR para las campañas de comunicación, englobados dentro de la partida estimada de costes indirectos (ver Apartado 9.5.3.7). Cabe señalar la dificultad de estimar estos costes para un sistema con una hipotética tasa de retorno del 90% y sin curva de aprendizaje. Por esta razón y para evitar una doble contabilización (*double counting*) de este coste incluido en la evaluación económica, **no se considera como coste social**.

10.2.4.4. *Reducción del littering*

Varios estudios analizan el efecto de los SDDR sobre el abandono de residuos en el entorno *(littering).* Aparte de los impactos ambientales del *littering*, sobre todo en el medio marino, se trata de un perjuicio evidente para el disfrute general de los espacios públicos[304]. Sin embargo, no existe consenso sobre cómo medir el efecto causado por el *littering* sobre el bienestar de las personas ni sobre cuáles serían los indicadores más apropiados para estimar su magnitud.

Para analizar la composición de la basura abandonada en tierra o en ambiente marino y/o costero, y determinar la proporción de residuos de envases de bebidas, se recurre a diferentes métodos de muestreo y caracterización. La Tabla 10.17 muestra la información de estudios sobre el *littering* terrestre realizados en los últimos años en diversos países. Cabe remarcar que no se pueden comparar directamente los datos de los diferentes estudios, ya que los porcentajes pueden variar considerablemente en función de si los análisis del *littering* se realizaron por unidades, volumen, peso o superficie visible y qué componentes se incluyeron en el análisis. Además, las diferencias observadas entre países o regiones pueden estar relacionadas también con diferencias en las áreas estudiadas (centros de ciudades, áreas residenciales, carreteras rurales, etc.) y diferencias socioeconómicas. Un reciente informe de Asociación Vertidos Cero, 2016, confirma que, a escala europea y nacional, no existen datos suficientes, referentes al *littering* terrestre, que permitan aportar una cifra o rango aproximado de residuos de envases abandonados. No obstante, a partir de los datos disponibles, se observa que en general la fracción correspondiente a envases de bebidas tiende a ser mayor en volumen que en unidades, y que puede llegar a representar entre el 10 y el 40% del volumen de la basura abandonada en tierra. En el caso del *littering* marino, para el cual existe una mayor armonización en los programas de seguimiento, el porcentaje de envases de bebidas en las basuras abandonadas en las playas españolas es de un 10% (en unidades por 100m de playa) (MAGRAMA, 2016).

Tabla 10.17: Estimaciones sobre la contribución de envases de bebidas al *littering.*

Estudio	Ámbito geográfico	Proporción de envases de bebidas en *littering*
McGregor Tan Research, 2015	Australia	4% en unidades 34,61% en volumen
Waste Not Consulting , 2015	Nueva Zelanda	14,6% en unidades
Keep Scotland Beautiful, 2014	Escocia (Reino Unido)	25% en unidades
TOBIN Consulting Engineers, 2014	Irlanda	7,33% en unidades
Dāce et al., 2013	Letonia	11% en peso 28% en volumen
Eunomia, 2011 (b)	Estonia	80% en volumen
	República Checa	10-40% en volumen
	Eslovaquia	37% en volumen
	Luxemburgo	40% en volumen
RDC Environment, 2011	Valonia (Bélgica)	15,36% en superficie 8,2% en superficie (sólo latas)

[304] Para más información ver, por ejemplo, UNEP (2009) *Marine Litter: A Global Challenge.* UNEP, Nairobi.

Tim Barnes , 2010	Reino Unido	34,1% en unidades
MSW Consultants, 2009	Estados Unidos	14,5% en unidades
Universität Basel , 2004	Suiza	17% en unidades
ARA AG, 2003	Cinco grandes ciudades europeas: Barcelona, Bruselas, Frankfurt am Main, Praga, Viena	0,45% en unidades
RW TÜV, 1998	Alemania	6,23% en superficie visible 21,47% en unidades

De los estudios anteriores resulta difícil cuantificar la reducción del *littering* conseguida por un SDDR, ya que no se trata de estudios sistemáticos – generalmente son campañas de recogida puntuales y con muestreos no siempre representativos, aparte de la fiabilidad del método de caracterización empleado.[305] Por otra parte, estudios que se basan en encuestas a las entidades responsables de la recogida de la basura y limpieza viaria no han podido observar cambios significativos en las cantidades recogidas y en los costes correspondientes (Prognos, 2007). No obstante, la mayoría de los estudios sobre SCRAP/SDDR revisados asume que el SDDR conlleva una disminución de la fracción de envases de bebidas en el *littering,* debido al incentivo económico para devolver el envase vacío, ya sea por parte del consumidor o de un recogedor informal. Como se explica en el Apartado 6.8.1, en este estudio se ha asumido que la cantidad de envases que acaban convirtiéndose en *littering* (envases abandonados en el medio natural terrestre o marino) es el 1% del material no recuperado para cada tipología de material. Como consecuencia de esta asunción, en el Sistema B, debido a la menor cantidad de envases de bebidas para ser abandonados, este 1% de *littering* se reduce en un 44% (ver Tabla 10.19).

Con el objetivo de estimar la pérdida de bienestar causada por el *littering,* algunos estudios tratan de calcular las externalidades asociadas basándose en dos métodos diferentes, ambos con limitaciones. Por una parte, los métodos de 'preferencia revelada' deducen el valor de la externalidad de transacciones realizadas en el mercado, como por ejemplo los costes de limpieza de la basura abandonada. Sin embargo, estos valores subestiman el efecto de un entorno limpio de *littering*, ya que no es posible recoger todo el material abandonado en el entorno, sobre todo en el medio marino. Por otra parte, los métodos de 'preferencia declarada' se basan en las respuestas a encuestas sobre la disposición a pagar (*willingness to pay* o WTP) para evitar los efectos del *littering*, una cuestión compleja de transmitir a los encuestados. Asimismo, es probable que los encuestados no sólo consideren el impacto social causado sino también efectos de la basura abandonada sobre el medio ambiente y la economía (por ejemplo, el turismo), que pueden sobreestimar el valor obtenido. La Tabla 10.18 muestra los estudios que han tratado de definir la disposición a pagar por la reducción del *littering* y que han sido utilizados como fuente de datos por estudios posteriores. Los valores estimados se han

[305] Algunos estudios hacen referencia a estadísticas según las cuales se ha reducido el *littering* de envases de bebidas tras la introducción de sistemas de depósito, como en algunos estados de Estados Unidos (70-80%) (Container Recycling Institute, 1999, citado en Eunomia, 2010) o en el Territorio del Norte de Australia (46%) (West et al., 2013, citado en Covec, 2016). Aparte de los problemas metodológicos mencionados para cuantificar la reducción del *littering*, cabe recordar las diferencias de estos países con respecto a los sistemas de recogida de residuos de envases imperantes en Europa (ver Apartado 1.1.3).

transferido al contexto español, convirtiéndolos en euros utilizando los tipos de cambio de la paridad del poder adquisitivo (*purchasing power parity* o PPP), corregidos o ajustados por inflación y niveles de renta.[306] Hay que mencionar que los estudios no describen de manera clara el efecto del *littering* valorado y utilizan diferentes escalas de referencia para estimar la potencial reducción.

Tabla 10.18: Estimaciones sobre la disposición a pagar por la reducción del *littering*.

Estudio	RDC Environment, 2011	Wardman et al., 2011 (2011)*	Cambridge Economics Associates, 2010	PwC, 2010
Ámbito geográfico	Valonia (Bélgica)	Reino Unido	Municipio Seaham (Reino Unido)	Australia
Valoración	Eliminación de (latas en el) *littering*	Mejoras en el *littering* del vecindario, de la situación actual al mejor de cuatro niveles definidos	Mejora en la limpieza de las calles, de 'algo de *littering*' a 'muy poco de *littering*'	Reducciones en el *littering*, de 'perceptibles' (10%) a 'significativas' (20%)
Valor estimado	9-22 EUR/hogar/año (latas) 34-39 EUR/hogar/año (todo el *littering*)	15,81 GBP/persona/mes (urbano) 16,20 GBP/persona/mes (suburbano) 12,54 GBP/persona/mes (rural)	37,58 GBP/hogar/año	4,15 AUD/hogar/año/1% reducción
Valor ajustado y actualizado para España (2014)	5,86-14,33 EUR/hogar/año (latas) 22,15-25,41 EUR/hogar/año (todo el *littering*)	406,20 EUR/hogar/año (urbano) 416,22 EUR/hogar/año (suburbano) 322,19 EUR/hogar/año (rural)	33,49 EUR/hogar/año	1,55 EUR/hogar/año/1% reducción→ 10% reducción 15,51 EUR/hogar/año 20% reducción 31,02 EUR/hogar/año

* Además del proceso de ajuste, los datos se han convertido en valores por hogar y año

En todos los casos, se trata de trabajos fiables encargados por las administraciones públicas de los correspondientes países o regiones. Mientras los valores estimados por los estudios de RDC Environment, 2011, Cambridge Economics Associates, 2010 y PwC, 2010 varían entre entre 15,51 y 33,49 euros para España, los valores de Wardman et al., 2011 se mueven en cifras 10 veces más altas. Por lo tanto, descartaremos los valores obtenidos por este último estudio y asumiremos que la disposición a pagar por una notable reducción del *littering* en España se encuentra en el rango de los valores estimados por los tres estudios restantes. Debido a que los

[306] La transferencia de valores ha seguido el proceso de ajuste propuesto por Galarraga et al., 2004 para calcular el coste económico del vertido del Prestige.

estudios se refieren al *littering* en general, cabe esperar que la disposición a pagar por la reducción del *littering* correspondiente solamente a envases de bebida sea más cercana al umbral inferior, como sugiere también el resultado del estudio de RDC Environment, 2011, con respecto a la eliminación de *littering* exclusivamente de la fracción de latas. De todas maneras, cabe remarcar que se trata de estimaciones para valorar el disfrute de los espacios públicos asociado a una reducción de la basura abandonada, sin especificar las medidas implantadas para conseguir esos mayores grados de limpieza del entorno.

Con el objetivo de ser prudentes en la estimación, y en línea con el criterio ya comentado de partir de supuestos más favorables al SDDR, tomamos el valor promedio del rango de los estudios de RDC Environment, 2011, Cambridge Economics Associates, 2010 y PwC, 2010 para España (25,52 EUR/hogar/año). Tal y como recomienda PwC, 2010, multiplicamos este valor por un factor de agregación del 80% para tener en cuenta las personas que no pudieron acceder o abandonaron la encuesta. La Tabla 10.19 muestra el valor del beneficio social correspondientes a la reducción del *littering* en el Sistema B.

Tabla 10.19: Características y beneficio social de la reducción del littering en los Sistemas A y B.

Sistema A (SCRAP)	Sistema B (SCRAP+SDDR)
Se estima que el 1% de los materiales no recuperados se convierte en *littering* ambiental	Se estima que el 0,56% de los materiales no recuperados se convierte en *littering* ambiental
0 EUR por hogar	**20,41 EUR por hogar**

10.2.4.5. *Resumen de los resultados*

Los costes y beneficios sociales de los Sistemas A y B se resumen en la Tabla 10.20.

Tabla 10.20: Costes y beneficios sociales de los sistemas de recogida de envases en España.

	Sistema A (SCRAP)	Sistema B (SCRAP+SDDR)
Costes por hogar		
Dedicación de espacio	1,00 EUR	1,49 EUR
Dedicación de tiempo	21,26 EUR	136,54 EUR
Necesidad de aprendizaje*	-	-
Beneficios por hogar		
Reducción del *littering*	0 EUR	20,41 EUR
Costes netos por hogar	**22,26 EUR**	**117,62 EUR**
Costes netos por habitante	**8,83 EUR**	**46,67 EUR**

** no se consideran, ya que están incluidos en la evaluación económica (ver Capítulo 9)*

10.2.5. Discusión cualitativa de los costes y beneficios sociales para los grupos de interés

En este apartado, se discuten de forma cualitativa los beneficios y perjuicios derivados de la implantación de un SDDR desde la perspectiva de los diferentes grupos de *stakeholders*, con el objetivo de evaluar cómo se distribuye el impacto social (y económico) entre los actores afectados. Las cuestiones identificadas responden a la estructuración analítica de la información recogida en las entrevistas y en la revisión de los documentos públicos (ver Apartado 10.2.3 y Tabla 10.3 a Tabla 10.9). Debido a la dificultad de cuantificar y monetizar la mayoría de las cuestiones, se realiza una discusión cualitativa complementada con los datos disponibles existentes. Cabe señalar, que en muchos casos se trata de impactos económicos que no se han incluido en el estudio económico debido a la dificultad de estimarlos sin conocimiento de la implantación concreta del SDDR.

10.2.5.1. *Fabricantes de envases*

A pesar de que los fabricantes de envases no asumirían directamente ningún coste de implantación del SDDR, las asociaciones empresariales entrevistadas manifestaron su preocupación por un potencial **impacto en las ventas de envases o material de envases**. Así, los costes a soportar por envasadores y distribuidores para la gestión de los envases sujetos a SDDR podrían repercutir en la negociación de precios a la baja para los fabricantes de envases y llevar a una reducción del margen de beneficio. Si estos costes se trasladasen al consumidor mediante un incremento del precio final de los productos gestionados por el SDDR, podría verse frenado el consumo de estos productos y resultar en una reducción de las ventas de los correspondientes envases. Un efecto similar –aunque de menor magnitud – podría darse en la cadena de fabricación de los envases no sometidos al SDDR, debido al incremento en el coste de los residuos gestionados por el SCRAP observado en el estudio económico (ver Apartado 9.6.7). Un aspecto a estudiar sería la posible sustitución de las materias primas utilizadas por los fabricantes de envases por material reciclado, y su impacto en los costes de producción.

10.2.5.2. *Envasadores*

Los envasadores deberían asumir los costes de **etiquetado** de los productos sometidos a SDDR, una partida de costes que se incluye en la evaluación económica (ver Apartado 9.5.3.1). Aparte de este coste, la implantación del SDDR podría ocasionar a los envasadores diversos costes relacionados con la gestión de los envases (p.ej., costes de personal para las **tareas de gestión de los depósitos**, costes financieros derivados de **avanzar los depósitos**) ASEDAS/FIAB/ANGED/ACES, 2014. Asimismo, es previsible que los envasadores tengan que pagar una **tasa administrativa** al operador del SDDR para financiar el sistema. Como no está definida la implantación concreta del SDDR, se desconoce si los costes ligados a la gestión de los

envases SDDR resultarían más altos o más bajos que el actual canon del SCRAP (tarifa de Punto Verde).

Según las asociaciones de envasadores consultadas, los costes derivados de la introducción del SDDR podrían tener un **impacto en las ventas**, en función de si fuesen absorbidos por las empresas mediante una reducción en los márgenes de beneficio o incorporados en los precios de los productos. El depósito y/o el incremento de precio de los productos con envases sujetos a SDDR podrían llevar a una disminución de la cantidad demandada de estos productos (cuya magnitud dependería de la elasticidad precio de la demanda) y finalmente traducirse en una reducción de ventas de los productos correspondientes.

Con respecto a los productos con envases no sometidos al SDDR y que seguirían gestionándose por el SCRAP, el estudio económico llega a la conclusión de que también sufrirían un incremento de coste (ver Apartado 9.6.7), una consecuencia que podría influir en el importe de la tarifa de Punto Verde que pagan los envasadores.

10.2.5.3. *Distribuidores y establecimientos de venta*

Como muestra la evaluación económica, los distribuidores y establecimientos de venta tendrían que soportar la mayor parte de los costes de la implantación del SDDR. Aparte de los costes considerados en el Capítulo 9, la introducción del nuevo sistema podría ocasionar otros costes potenciales, difíciles de estimar y que dependen de la definición concreta del sistema: la **modificación del sistema administrativo y contable**, costes adicionales de limpieza para el **cumplimiento de los estándares de seguridad alimentaria e higiene**, tasa administrativa como **gestor/transportista de residuos**, costes financieros derivados del **retraso en los pagos de depósitos** (ASEDAS/FIAB/ANGED/ACES, 2014). El análisis de costes efectuado en el Capítulo 9 revela las diferencias en los costes que soportaría cada tipología de establecimiento, que dependerían fundamentalmente del número de clientes, de la aportación media de envases retornados por cliente y del modelo de recogida utilizado (ver Apartado 9.5.3.3). Claramente, la gestión de los envases resultaría más costosa en los pequeños comercios y establecimientos de hostelería/restauración que optarían por la recepción manual de los envases. Un problema adicional que podría surgir en los establecimientos de menores dimensiones y que realizarían la recogida de los envases de forma manual, es que recogieran envases SDDR que luego no fuesen aceptados por el sistema (por deterioro de etiqueta, envase extranjero, etc.) y **perdieran el importe del depósito** correspondiente.

Para pagar a los establecimientos de venta los costes incurridos, es previsible que puedan recibir una **compensación** por los envases recogidos. Según Retorna, los comercios podrían percibir un ingreso por la gestión de los envases - una media de 3 céntimos por envase recogido (Retorna, 2017)[307]. Al no disponer de información sobre cómo se legislaría este asunto, no se ha considerado en el estudio económico.

[307] Fuente: www.retorna.org Última consulta 15/01/16.

Las asociaciones de comercio y hostelería entrevistadas mostraron su preocupación por eventuales daños en la **imagen/reputación** de los establecimientos: en los procesos de retorno de residuos SDDR podría crearse insatisfacción o frustración de los clientes por problemas de admisión de los envases, colas largas, incidentes, etc. Por otro lado, Retorna defiende que los espacios destinados a la recepción de los envases podrían proyectar una imagen positiva de los establecimientos y atraer a los consumidores para sus compras (Retorna, 2017). Este fenómeno incluso podría llevar a un aumento de las ventas de los productos con envases SDDR, un efecto que se trasladaría a envasadores y fabricantes de envases.

Sin embargo, al igual que los envasadores, las asociaciones empresariales representantes de los puntos de venta consultadas advirtieron de un potencial **impacto en las ventas** negativo debido a la repercusión de los costes del SDDR en el precio de los productos con envases sujetos a depósito. Otro potencial efecto es que los consumidores trataran de evitar el pago del depósito desviando el consumo hacia productos no sometidos al mismo. Asimismo, podría darse el caso de que los comercios de zonas fronterizas con Francia, Portugal y Andorra se enfrentasen a reducciones en las ventas debido a la "migración de consumidores" (ASEDAS/FIAB/ANGED/ACES, 2014). En el sentido contrario, se ha argumentado que el hecho de que los consumidores tengan que retornar los envases a los establecimientos podría aumentar la fidelidad del consumidor y originar la oportunidad de más ventas (ARC, 2016). Según los resultados de la encuesta realizada por el Instituto APOLDA, 2016, la proyección de actitudes futuras de compra con el sistema SDDR prevé incrementar la frecuencia de visita a los comercios para no acumular envases en casa (en promedio 19% en España), pero no reporta información sobre el volumen de compra. Tampoco se prevén cambios importantes en la distribución de actos de compra entre las diversas tipologías de establecimientos de venta.

10.2.5.4. *Entidades locales*

La disminución de parte de los envases presentes en los sistemas de recogida convencionales supondría la **reducción de una parte de los ingresos** que perciben las entidades locales por parte del SCRAP. Según la FEMP, la puesta en marcha del SDDR afectaría a los ingresos que los municipios perciben en las diferentes etapas de la gestión (recogida, transporte, selección en las plantas de tratamiento), así como los derivados de la venta de los materiales a los recicladores (Tecnoma, 2013).

Un argumento habitual de los promotores del SDDR es que su implantación implicaría un ahorro en los servicios de recogida y limpieza de las entidades locales, ya que permitiría ajustar los servicios de recogida de los residuos y de la limpieza viaria, y, en consecuencia, permitiría reducir la correspondiente tasa municipal (ARC, 2016). Sin embargo, en el estudio ambiental y económico del proyecto ARIADNA, tras consultar con la FEMP y con expertos del Panel de Partes Interesadas, se ha estimado que la implantación del SDDR solamente reduciría el coste de recogida y transporte del vidrio, debido a la menor frecuencia de recogida necesaria. Por lo tanto, se supone que las demás partidas de costes de la recogida selectiva de vidrio y EELL no

variarían con respecto a la situación actual.[308] A causa de la disminución de la cantidad y calidad del material recogido en el SCRAP, el estudio económico concluye que la introducción del SDDR encarecería la gestión de los residuos de envases no sometidos al SDDR en 154.053.308 € (pasando de 7,0 € por habitante a 10,3 € por habitante) (ver Apartado 9.6.7.), lo que aumentaría los **costes de gestión de los residuos SCRAP** para los municipios españoles.

10.2.5.5. *Organizaciones recicladoras y recuperadoras*

La implantación del SDDR comportaría un incremento de la cantidad y calidad de materiales de envase recuperados (ver balance de materia en los Apartados 6.8.1 y 6.8.2). La **separación en origen** implicaría un **aumento de la calidad del material recogido** en comparación con el sistema actual. Esto podría suponer mayores precios de venta del material reciclado, dependiendo de la oferta y la demanda de los diferentes materiales reciclados y sus características Asimismo, el previsible aumento de las tasa de recogida (90% retorno en la hipótesis de trabajo utilizada en el estudio) incrementaría la oferta de material para la industria de recuperación y reciclaje, potenciando la creación de puestos de trabajo y de nuevas empresas.

10.2.5.6. *Consumidores*

Aparte del esfuerzo del consumidor ya contabilizado en el Apartado 10.2.4 (dedicación de espacio, dedicación de tiempo y necesidad de aprendizaje), la implantación de un SDDR también generaría diversos costes económicos para los consumidores ligados al pago del depósito, la pérdida del depósito y un posible incremento en los precios de los productos.

El **pago del depósito** (10 céntimos de euro por envase) requeriría avanzar un importe de dinero que se recuperaría más tarde con la devolución del envase vacío. Los consumidores afrontarían unos costes de oportunidad debido al hecho de no poder disponer del importe abonado durante el período de tiempo entre la compra del producto y el retorno del envase.[309]

La **pérdida del depósito** abonado previamente podría ocasionarse de manera intencionada, cuando el consumidor decidiera no retornar el envase, o de manera no intencionada, cuando el envase sufriese algún desperfecto y la máquina o el comercio no lo aceptase para su devolución. En el primero de los casos, podría equipararse a un “donativo”, bien a recogedores informales que se encargarían de cobrar el depósito, o bien a otros *stakeholders* que operarían en el SCRAP

[308] Como se explica en los Apartados 9.6.1.1. y 9.6.4.1., estos costes son definidos en gran parte por la contenerización, que se realiza por razones de eficiencia social, económica y ambiental, y que implican una distribución de puntos de recogida de las diferentes fracciones en la calle.

[309] Incluso podría argumentarse de que con respecto al depósito abonado en los comercios, se trataría de un dinero bloqueado, ya que generalmente en la visita a los establecimientos se retornarían envases y al mismo tiempo se volverían a comprar nuevos productos envasados.

o SDDR.[310] En el segundo de los casos, se trataría de depósitos de envases no devueltos que se convertirían en ingresos para el operador del sistema. De hecho, el SDDR parte de que el porcentaje de envases no devueltos ayuda a financiar el sistema. En el análisis, se ha asumido que el Sistema B tiene una tasa de devolución del 90%; lo que significa que un 10% de los envases no serían retornados al sistema, lo que equivaldría a 1.780.279.336 envases no devueltos (ver Apartado 9.5.3.8). En consecuencia, los costes de la pérdida del depósito soportados por el conjunto de consumidores españoles serían 1.780.279.336 envases x 0,10 euros = 178,0 M euros, o bien 3,83 € por habitante y año.

Finalmente, los consumidores podrían verse afectados por un **posible incremento en los precios de los productos** con envases sujetos a SDDR (o de bebidas envasadas en general), si los costes del sistema no fuesen absorbidos por la cadena de suministro y distribución. El incremento en el precio de producto es difícil de estimar, ya que dependería del tipo de producto, marca, estrategia comercial, etc.

10.2.5.7. *Sociedad (ciudadanos) y medio ambiente*

El retorno de residuos SDDR abandonados en la vía pública podría generar **ingresos para colectivos desfavorecidos,** que podrían actuar como recogedores informales de este residuo, a la vez que contribuiría a una mayor limpieza de los espacios públicos. Como contrapartida, la actividad de hurgar en los contenedores y papeleras en busca de residuos de envases sujetos a depósito podría conllevar un **aumento de suciedad** en determinados zonas.

Con respecto al efecto de la implantación de un SDDR sobre la **concienciación** de los ciudadanos, se podrían anticipar dos efectos, potencialmente contrapuestos. Por una parte, el SDDR podría servir para concienciar sobre el valor del envase, ya que el mecanismo del depósito reforzaría la idea de que el envase contiene materia prima aprovechable (FOCUS, 2016). Por otra parte, se advierte de una “mercantilización” de la conciencia – en vez de apelar al compromiso social y medioambiental, se recurriría al dinero como incentivo para reciclar (FOCUS, 2016).

Un impacto relevante para la sociedad sería la **creación o destrucción de empleo** relacionada con la introducción de un SDDR. Como muestra el estudio de (ISTAS, 2011), la implantación y desarrollo del SDDR crearía nuevos puestos de trabajo directos e indirectos. Algunos de los principales empleos directos nuevos serían los propios de las actividades específicas de recogida y conteo y también de transporte, junto con las relacionadas con la gestión y administración del sistema. A estos empleos se sumarían las actividades de mantenimiento de vehículos y maquinaria. Los principales empleos indirectos se hallarían en el sector de construcción (líneas de conteo, y tratamiento; diseño y adecuación de espacios de recogida automática) y en actividades industriales de fabricación de maquinaria, contenedores, bolsas y etiquetas, junto con la fabricación de vehículos de transporte. Tendría además un efecto de arrastre, sobre otras

[310] Asimismo, el consumidor podría optar por donar directamente los envases a entidades benéficas, una práctica muy extendida en Estados Unidos.

actividades del sector de la gestión de residuos urbanos como el tratamiento, recuperación y reciclaje, derivadas del aumento y mayor calidad del volumen total de residuos recuperados.

El estudio de ISTAS, 2011, no evalúa las potenciales pérdidas de empleo derivadas de la reducción de volúmenes de gestión en la limpieza viaria, el SCRAP o las plantas de selección. Sin embargo, otros estudios (p.ej. Eunomia, 2011 (a); Institute for Sustainable Futures, 2001) sí que asumen y estiman una destrucción de empleo en las actividades de recogida y limpieza viaria. La Tabla 10.21 muestra las estimaciones realizadas por diferentes estudios con respecto al impacto laboral neto de la introducción de un SDDR. En comparación, el empleo directo generado por el SCRAP gestionado por Ecoembes (recogida, selección, recuperación y reciclaje de residuos de envases ligeros y envases de papel/cartón) se eleva a aproximadamente 9.400 de puestos de trabajo a tiempo completo (UMA & UC3M, 2012), mientras que el empleo directo del SCRAP gestionado por Ecovidrio (recogida, planchada y reciclaje de envases de vidrio) supone aproximadamente 2.100 puestos de trabajo a tiempo completo (UMA & UC3M, 2015).

Tabla 10.21: Estimaciones sobre la creación neta de empleo asociada al SDDR

Estudio	Ámbito geográfico	Valor estimado
Reclay StewardEdge Inc., 2014	Minnesota (Estados Unidos) (tasa de retorno de envases SDDR 84%)	1.062 puestos de trabajo en funcionamiento SDDR
ISTAS, 2011	España (tasa de retorno de envases SDDR 95%)	1.601 – 1.759 puestos de trabajo en funcionamiento SDDR* 500 – 1.250 puestos de trabajo en recuperación y reciclaje
Eunomia, 2011 (a)	Reino Unidos (tasa de retorno de envases SDDR 80/90%)	3.062 y 3.156 puestos de trabajo en funcionamiento SDDR 1.136 – 1.186 puestos de trabajo en recuperación y reciclaje
INTERTEK RDC, 2011	Bélgica (tasa de retorno de envases SDDR 70-95%)	725 - 1.440 puestos de trabajo en funcionamiento SDDR latas
Institute for Sustainable Futures, 2001	Nueva Gales del Sur (Australia) (tasa de retorno de envases SDDR 80-95%)	960 – 1.449 puestos de trabajo en funcionamiento SDDR

** No se han considerado los puestos de trabajo creados en la fase de implantación, ni aquellos que no implican directamente creación de empleo.*

Otra cuestión relevante es que, debido a su valor económico, los residuos SDDR podrían ser objeto de robos o fraude. Para evitar la falsificación, el etiquetado de los productos sometidos al SDDR debería cumplir una serie de requisitos técnicos para que las máquinas y las plantas de conteo puedan reconocer y aceptar los envases sujetos a SDDR y rechazar los demás (ver Apartado 9.5.1.1).

Finalmente, cabe hacer una reflexión sobre los costes económicos del SDDR y su aparente relación con la estructura comercial existente en España: cuanto más atomizado es el comercio (y se gestionan manualmente los envases del SDDR), mayor resulta el coste económico para la sociedad. Sin embargo, realizar cambios en la estructura comercial para acercarse a escenarios de otros países (por ejemplo, en referencia a la tipología dominante del comercio) y así disminuir

los costes del SDDR, podría tener efectos negativos en otros servicios o elementos que se ven favorecidos por esta estructura comercial

10.2.6 Conclusiones

El análisis de los beneficios y perjuicios sociales realizado ha permitido identificar una serie de efectos positivos y negativos asociados a una hipotética implantación del SDDR. Estos efectos se refieren mayoritariamente a los costes y beneficios económicos que se producirían con la introducción del nuevo sistema. Aquellos aspectos que no se han considerado en el estudio ambiental y económico del Proyecto ARIADNA se discuten cualitativamente des la perspectiva de los diferentes grupos de interés afectados. Adicionalmente, se cuantifican y monetizan los beneficios y perjuicios que pueden considerarse relevantes para el conjunto de la sociedad y se llega a las siguientes conclusiones:

- Por un lado, el Sistema B implica unos mayores perjuicios o costes para el conjunto de la sociedad, tanto en la dedicación de espacio (1,5 veces más que el Sistema A) como en la dedicación de tiempo (6 veces más que el Sistema A).
- Por otro lado, el Sistema B ofrece el beneficio social correspondiente a la reducción del *littering* de los envases incluidos en este estudio (y consiguiente mayor disfrute de los espacios públicos).
- Sin embargo, si los costes y beneficios sociales se traducen a términos monetarios, el beneficio no compensa los costes, y el Sistema B resulta en mayores costes netos que el Sistema A (5 veces más).
- Si se integraran los costes sociales por habitante con los costes resultantes del estudio económico (ver Capítulo 9), estos últimos se incrementarían en un 83 % para el Sistema A y en un 96% para el Sistema B, es decir, el coste de ambos sistemas aproximadamente se duplicaría.

10.3. Huella social

La Figura 10. 1 muestra de forma general la metodología empleada en el proyecto ARIADNA para la evaluación de la huella social en los dos sistemas evaluados. Como puede observarse, el estudio está fuertemente ligado, en lo que a datos de partida se refiere, a las evaluaciones ambiental y económica. En los siguientes apartados se describe la metodología de la huella social, los datos utilizados y los resultados obtenidos.

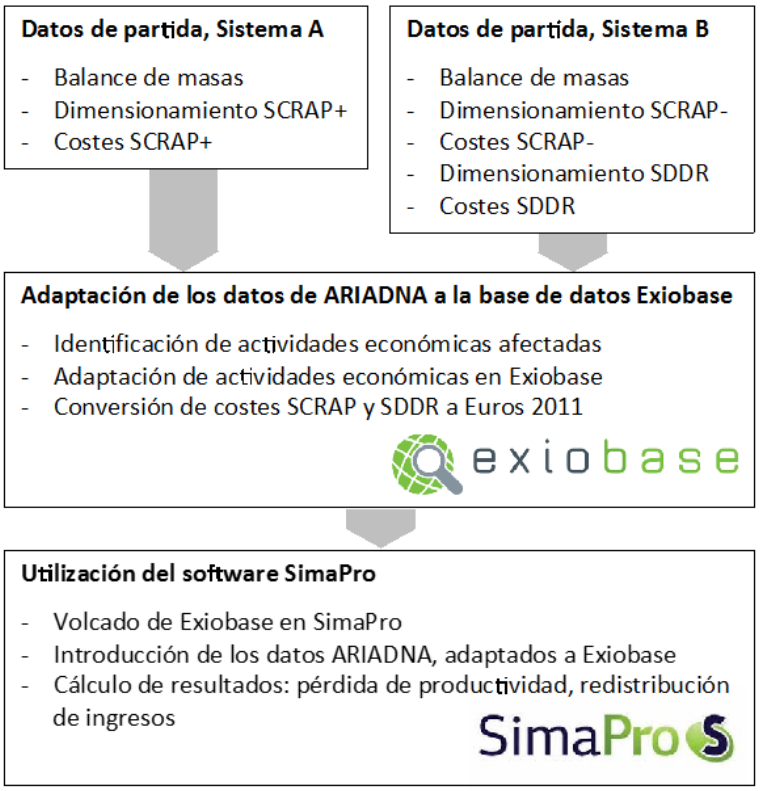


Figura 10. 1 Metodología del estudio de huella social en el proyecto ARIADNA.

10.3.1. Metodología de la huella social

El método de huella social (Weidema, B. P., 2016) puede considerarse una simple pero al mismo tiempo práctica y completa aproximación a un ACV social, la cual retiene el enfoque de ciclo de vida pero evita la excesiva demanda de datos típicamente asociada a un ACV social completo (UNEP, 2009). Este método utiliza la misma definición del término "social" que la economía del bienestar, es decir, contabilizando costes sociales que incluyen no solamente costes privados sino también costes externos (también denominados externalidades). Se utilizan categorías de impacto social en una forma agregada, en contraposición a otros métodos de ACV social que proporcionan resultados más desagregados, detallando categorías de impacto más específicas como por ejemplo corrupción, discriminación por género, o empleo infantil, entre otras. Los impactos evaluados en el método de huella social pueden ser caracterizados por estar más asociados al lugar donde se llevan a cabo las actividades evaluadas, que al tipo de tecnologías empleadas en estas actividades. Esto diferencia claramente a los impactos sociales de los ambientales, puesto que estos últimos están mucho más relacionados con la tecnología empleada (moderna vs. contaminante, etc.).

A continuación presentamos las expresiones matemáticas implicadas en el cálculo de la huella social. En el anexo 10.7 se presenta un sencillo ejemplo de cálculo para una actividad hipotética. La huella social se determina mediante la Ecuación 10.1:

$$HS = IP + RI$$

Ecuación 10.1

Donde HS es la huella social, expresada en Euros, IP es el impacto sobre la productividad, y RI es la redistribución de ingresos. Tanto IP como RI se expresan en las mismas unidades monetarias que HS. Sin embargo, estas unidades monetarias están ajustados por paridad de poder adquisitivo (PPA) y ponderadas por utilidad, tal como se explica en los siguientes párrafos, en función de la utilidad marginal, entendiendo esta última como el aumento (o, en su caso disminución) en la utilidad (satisfacción[311]) que supone el hecho de disponer de (o en su caso, perder) una cantidad adicional de dinero.

10.3.1.1. *Redistribución de ingresos*

La Redistribución de Ingresos (RI) evalúa el hecho de que la mayor parte de actividades productivas implican una transferencia de ingresos entre grupos sociales. Los niveles de ingresos de donantes y receptores son fácilmente estimables, y este impacto distributivo se calcula mediante la ponderación de gastos e ingresos en función de la relativa utilidad marginal de los ingresos de cada grupo social implicado. Esta ponderación permite determinar el incremento (o pérdida) de utilidad provocado por la transferencia de ingresos. La redistribución de ingresos se calcula mediante la Ecuación 10.2:

$$RI = \sum_{i=1}^{n} RI_i = \sum_{i=1}^{n} -VA,PPA_i \times \left(\frac{VA,PPA_{GLO,h}}{VA,PPA_{i,h}} \right)^{\delta}$$

Ecuación 10.2

Donde RI es la redistribución de ingresos, expresada en Euros ajustados por paridad de poder adquisitivo (PPA) y ponderados por utilidad. RI se calcula en esta ecuación como el sumatorio de las redistribuciones de ingresos "RI_i" ocasionadas en las "n" actividades económicas implicadas. VA,PPA_i es el valor añadido total en la actividad 'i', expresado en Euros ajustados por PPA. $VA,PPA_{GLO,h}$ es el valor añadido promedio global por hora de trabajo, expresado en Euros ajustados por PPA. En Exiobase (ver Apartado 10.3.2) $VA,PPA_{GLO,h}$ toma un valor de 4,00 $Euros_{2011}$/hora. $VA,PPA_{i,h}$ es el valor añadido por hora de trabajo en la actividad "i", expresado en Euros ajustados por PPA. Finalmente, el parámetro "δ" es la elasticidad de la utilidad marginal de los ingresos, expresada en unidades adimensionales. Esta elasticidad es una medida de cómo la utilidad es sensible a variaciones en los ingresos[312], y toma un valor de 1,24, basado en Layard

[311]Como ejemplo del concepto de utilidad marginal, ésta es baja para un ciudadano promedio de un país desarrollado, mientras que es alta para un ciudadano promedio de un país en desarrollo. Dentro de un mismo país, es baja para los ciudadanos más afluentes y alta para los más pobres. Dicho de otro modo: un euro adicional al día representa más utilidad para alguien con unos ingresos muy bajos que para alguien con unos ingresos muy altos.

[312]El concepto de elasticidad procede de la economía y cuantifica la variación experimentada por una variable al cambiar otra. Por ejemplo, la elasticidad de la demanda de un producto mide la variación

et al., 2008. Como puede observarse en la ecuación, RI toma un valor de signo negativo. Siguiendo la convención del estudio ambiental según la cual los aspectos beneficiosos reciben un signo negativo, aplicamos este signo en la ecuación, puesto que RI constituye un beneficio para la sociedad.

10.3.1.2. *Impacto en la productividad*

El impacto en la productividad (IP) o pérdida de productividad asociada a una gobernanza deficiente, se refiere a la pérdida de productividad económica, de bienestar, bienestar desde el punto de vista material o ambas. La pérdida de productividad se produce a través de situaciones tales como la falta de acceso a educación, la existencia de barreras comerciales, desempleo, o falta de infraestructuras físicas (carreteras, acceso a agua potable, etc.). Por otro lado, los impactos sobre el bienestar material incluyen aspectos tales como problemas de salud, falta de infraestructura social (pensiones, sistema de salud, etc.), así como degradación ambiental y del patrimonio cultural. En un contexto de buena gobernanza, en cambio, los salarios así como los impuestos son más elevados, hasta alcanzar un máximo. Los impactos sobre la productividad son medidos como la diferencia entre el valor añadido real y el potencial, éste último estimado en un contexto de buena gobernanza. Del mismo modo que en la redistribución de ingresos, la pérdida de productividad se pondera en función de la utilidad marginal, con el objetivo de reflejar una mayor severidad del impacto cuando éste afecta a un colectivo desfavorecido. El impacto sobre la productividad (IP) se calcula mediante la Ecuación 10.3:

$$IP = \sum_{i=1}^{n} -RI_i \times \left[\left(\frac{EC \times VA, PPA_{US,h}}{VA, PPA_{i,h}} \right) - 1 \right]$$

Ecuación 10.3

Donde EC es un factor de corrección para la economía de Estados Unidos[313], adimensional, que toma un valor de 1,75 (Weidema B.P., 2009). Este factor expresa que dicha economía, en ausencia de externalidades (insuficientes niveles de educación y salud, barreras al comercio, desempleo) produciría un valor añadido que se estima en un 75% superior al actualmente registrado. $VA,PPP_{US,h}$ es el valor añadido promedio en Estados Unidos, por hora de trabajo, expresado en Euros ajustados por PPP. Este parámetro toma un valor de 26,69 $Euros_{2011}$/hora.

Tal como se presenta en la Ecuación 10.1, Ecuación 10.2 y Ecuación 10.3, la huella social se cuantifica en Euros, sin embargo estas unidades monetarias no pueden ser directamente comparadas con los costes presentados en el Capítulo 9, debido a la ponderación aplicada según la utilidad marginal. Para poder realizar este tipo de comparación, las cifras de la huella social deberían presentarse sin la ponderación, sin embargo esto no se ha realizado en el proyecto

relativa o porcentual que experimenta la cantidad demandada de dicho producto como consecuencia de una variación en su precio.

[313]Estados Unidos se toma como referencia ya que constituye el país con la mayor producción económica bruta mundial, si se dejan de lado algunas economías que dependen en gran medida del sector bancario o del petróleo.

ARIADNA ya que los resultados relevantes, desde el punto de vista de la huella social, son los obtenidos tras la ponderación.

10.3.2. Fuentes de datos: Exiobase

10.3.2.1. *Introducción a Exiobase*

Con el objetivo de evaluar la huella social de los sistemas estudiados en la economía global se ha empleado la base de datos Exiobase v.3.3.10 (Exiobase Consortium, 2016)[314]. Exiobase fue desarrollada siguiendo el método de tablas input-output económicas multi-regionales. Exiobase constituye un modelo de la economía global, detallado para 43 países y 5 regiones internacionales en el año 2011. Cada país o región consta de 164 sectores económicos que proveen 200 tipos de productos y servicios, cuyo flujo de referencia puede estar expresado en:

- Unidades materiales (toneladas) para actividades de transformación que producen productos físicos (como maquinaria, materiales de construcción, etc.).
- Unidades monetarias (millones de Euros en 2011) para actividades de servicios, (como transportes por carretera, actividades bancarias, etc.). Con el objeto de expresar costes evaluados en este proyecto (referentes a 2014) en Euros de 2011, se ha utilizado un factor de corrección de 0.9633 Euro2011/Euro2014, obtenido de EUROSTAT, 2017.
- Unidades energéticas (Terajulios) para actividades de producción de energía (como electricidad, por ejemplo).

Exiobase es actualmente uno de los modelos input-output más avanzados para aplicaciones en sostenibilidad (Wood et al., 2015). Los modelos input-output en general adolecen de un alto nivel de agregación de los sectores económicos, el cual dificulta su uso para describir actividades económicas específicas. Como ejemplo, la producción de plásticos está cubierta por una sola actividad, mientras que en bases de datos de ACV es posible discriminar la producción de numerosos tipos de plásticos. Como contrapartida, Exiobase tiene la ventaja de la completitud de los datos que ofrece, puesto que cubre toda la economía mundial. Esta completitud, y en particular el hecho de que contenga información sobre valor añadido y horas de trabajo, la convierten en una herramienta de partida idónea para la huella social.

10.3.2.2. *Inclusión de información social en Exiobase*

Exiobase contiene, para cada sector económico, información cuantitativa sobre empleo, costes (divididos en impuestos y costes laborales) y beneficios. Adicionalmente, y con el objetivo de

[314]Se podría hacer una analogía según la cual Exiobase es en la huella social el equivalente de las bases de datos ecoinvent (www.ecoinvent.ch) o Thinkstep (http://www.gabi-software.com/databases/gabi-databases/) en la evaluación ambiental.

realizar huellas sociales, (Weidema, B. P., 2016) añadió información de tipo social para cada actividad económica, en concreto:

- El impacto sobre la productividad, ponderado en función de la utilidad, calculado mediante la Ecuación 10.3. Este impacto se desagregó posteriormente en cuatro áreas de impacto: educación, sistemas de salud, agua potable y saneamiento, y por último nutrición.
- El valor añadido, ponderado en función de la utilidad, calculado según la Ecuación 10.2.

En la siguiente tabla se muestra un ejemplo de información económica y social para el sector de producción de cobre en España, según Exiobase v3.3.10. Debe resaltarse el hecho de que estas cifras reflejan únicamente la actividad de producción de cobre, de forma aislada. La industria del cobre, por su parte, está vinculada a través de sus cadenas de suministro con otros sectores tales como la minería de cobre, la producción de bienes de equipo, o la producción de electricidad. Estos vínculos, capturados en Exiobase, permiten obtener una cuantificación completa de la huella social de cualquier producto o servicio al realizar el cálculo del sistema en su conjunto, tal y como se ha realizado en este estudio.

Tabla 10.20: Ejemplo de información económica y social en Exiobase v.3.3.10. Datos para la producción de cobre en España en 2011 (345.342 toneladas).

Flujos sociales	Unidades	Cantidad
Empleo: Baja cualificación, hombre	1000 personas	0.39
Empleo: Baja cualificación, mujer	1000 personas	0.05
Empleo: Media cualificación, hombre	1000 personas	4.26
Empleo: Media cualificación, mujer	1000 personas	0.32
Empleo: Alta cualificación, hombre	1000 personas	1.34
Empleo: Alta cualificación, mujer	1000 personas	0.14
Empleo: Vulnerable	1000 personas	0.81
Horas de empleo: Baja cualificación, hombre	Millón de horas	0.11
Horas de empleo: Baja cualificación, mujer	Millón de horas	8.77
Horas de empleo: Media cualificación, hombre	Millón de horas	0.66
Horas de empleo: Media cualificación, mujer	Millón de horas	2.77
Horas de empleo: Alta cualificación, hombre	Millón de horas	0.29
Horas de empleo: Alta cualificación, mujer	Millón de horas	0.71
Horas de empleo: Vulnerable	Millón de horas	0.20
Impacto en la productividad, bruto	Millón de $Euros_{2011}$, PPA	303.75
Impacto en la productividad, bruto, ponderado por utilidad	Millón de $Euros_{2011}$, PPA	40.09
Impacto en la productividad	Millón de $Euros_{2011}$, PPA	286.58
Impacto en la productividad, ponderado por utilidad[1]	Millón de $Euros_{2011}$, PPA	37.83
Valor añadido (PPA), ponderado por utilidad, total[2]	Millón de $Euros_{2011}$, PPA	29.09

Ponderación de la utilidad marginal	Adimensional	0.13
Flujos económicos	**Unidades**	**Cantidad**
Impuestos menos subsidios sobre productos adquiridos: Total	Millón de $Euros_{2011}$	5.91
Otros impuestos sobre la producción	Millón de $Euros_{2011}$	-1.06
Salarios incluyendo seguridad social: Baja cualificación	Millón de $Euros_{2011}$	11.28
Salarios incluyendo seguridad social: Media cualificación	Millón de $Euros_{2011}$	144.54
Salarios incluyendo seguridad social: Alta cualificación	Millón de $Euros_{2011}$	69.49
Excedente de explotación: Excedente de explotación disponible	Millón de $Euros_{2011}$	45.07

[1] Impacto sobre la productividad, ponderado por utilidad, según Ecuación 10.3.

[2] Redistribución de ingresos, ponderada por utilidad, según Ecuación 10.2.

10.3.2.3. *Implementación de Exiobase en el software SimaPro*

El software SimaPro (Pré consultants, 2017) es uno de los programas más ampliamente utilizados en el campo del análisis de ciclo de vida, y aunque ha incluido desde hace años bases de datos basadas en modelos input-output, ninguna de ellas tiene el alcance de Exiobase.

Exiobase contiene, tal y como se ha mencionado en el anterior apartado, datos de 48 países/regiones y 164 sectores económicos por país/región. Esto implica para SimaPro la necesidad de resolver un sistema matricial de $(164x48)^2$ = 61,97 millones de interrelaciones, lo cual excede la capacidad actual de cálculo del programa. Con el objeto de ceñirnos a las capacidades de SimaPro, Exiobase se ha volcado en el programa en un formato simplificado, tal y como se describe a continuación:

- Para España, se detallan todos los vínculos de cada una de las 164 actividades económicas a cualquier otra actividad, ya sea en España o en cualquiera de los 47 países/regiones restantes.
- Para los restantes 47 países/regiones del mundo, las 164 actividades económicas de cada país/región se presentan agregadas, de forma que no se observan los vínculos de estas actividades con el resto de actividades económicas en el mundo.

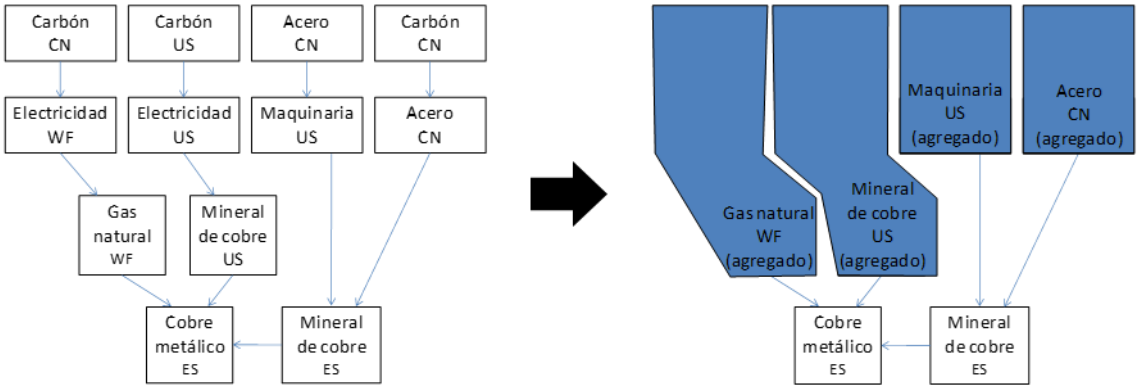


Figura 10. 2 Ejemplo hipotético de agregación de actividades económicas para la implementación de Exiobase en SimaPro. CN: China; ES: España; WF: países de África no incluidos individualmente en Exiobase; US: Estados Unidos.

Esta agregación de actividades se ha realizado mediante un procedimento de cálculo elaborado en lenguaje de programación Python, el cual lleva a cabo los cálculos matriciales necesarios para obtener como resultado actividades agregadas.

El concepto de agregación de actividades económicas para el resto de países y regiones del mundo se ilustra en un ejemplo hipotético, de nuevo para la producción de cobre, en la Figura 10. 2. En el diagrama de la izquierda se observa una cadena de suministro, que aunque se muestra de forma muy simplificada, permite identificar, para la producción de cobre, hasta tres niveles de proveedores de bienes y servicios. Con el objeto de disminuir la resolución y por consiguiente las necesidades de cálculo, estos tres niveles se colapsan o agregan en uno solo, para todas aquellas actividades que no tienen lugar en España, tal como se muestra en el diagrama de la derecha. En este ejemplo puede verse que en ambos casos se está analizando la misma cadena de suministro, aunque al pasar al modelo agregado se pierde información: de una resolución de 12 actividades se pasa una resolución de 6 actividades. En Exiobase, de forma global, este proceso de agregación conlleva pasar de 61,97 millones de interrelaciones a [(164x47)+164]=7.872 interrelaciones, un nivel perfectamente asequible para SimaPro. La consecuencia de esta agregación es que disponemos de un elevado nivel de detalle de todas aquellas actividades económicas que tienen lugar en España, mientras que para todas aquellas que tienen lugar en el extranjero, sus vínculos al resto de la economía global quedan ocultos en los resultados y por ello no serán sujetos a interpretación en este estudio.

10.3.3. Fuentes de datos: ARIADNA

Para construir el modelo de gestión de residuos en Exiobase, basado en los datos del proyecto ARIADNA, se ha utilizado en algunos casos información de la evaluación ambiental, expresada en unidades físicas (toneladas, distancias en km, etc.), mientras que en otros casos se ha empleado información en unidades monetarias (Euros en 2014).

El punto de partida en el sistema A es el balance de residuos de envases presentado en el Apartado 6.8, así como la información sobre el funcionamiento y costes del SCRAP en 2014,

presentado en el Capítulo 9. Asimismo, en este sistema también se utiliza información generada en la evaluación ambiental, concretamente información sobre el parque de contenedores implicado en el SCRAP y en la recogida en masa de envases, presentado en el Apartado 8.2.

En el sistema B se parte del correspondiente balance de materia para este escenario, presentado en el Apartado 6.8, en el cual se utiliza información sobre el hipotético funcionamiento del SCRAP conviviendo en paralelo con el SDDR. La información para el SCRAP en estas circunstancias ha sido presentada en el Capítulo 9. Del mismo modo que en el sistema A, se utiliza información procedente de la evaluación ambiental, relativa a contenedores de recogida selectiva y en masa y descrita en el Apartado 8.4. Con respecto al funcionamiento del SDDR, se ha utilizado la información relativa a su dimensionamiento, presentado en el capítulo 7, así como sus costes, presentados en el Capítulo 9.

En los siguientes apartados se detallan de forma cuantitativa los datos utilizados, así como su adaptación a la base de datos Exiobase, para ambos sistemas.

10.3.4. Inventario de datos para el SISTEMA A

En el sistema A, en coherencia con la evaluación ambiental y económica, la huella social incluye las siguientes actividades:

- La fabricación y mantenimiento de los contenedores para recogidas selectivas y en masa de residuos de envases.
- El transporte de los residuos de envase a las diferentes plantas de selección, pre-tratamiento o de disposición final.
- Las actividades de selección y pre-tratamiento de residuos de envases.
- El transporte de los materiales recuperados a las diferentes industrias recicladoras.
- El reciclaje de los materiales recuperados por las correspondientes industrias: papel, vidrio, plásticos, acero, aluminio.
- El transporte de los rechazos producidos por todas las plantas de tratamiento a disposición final.
- La disposición final de los residuos de envases no seleccionados, así como de los rechazos generados por todas las plantas de tratamiento.
- Otros costes asociados al SCRAP.
- El coste para el consumidor del mantenimiento del sistema a través del punto verde.

La Tabla 10.21 ofrece un resumen de las actividades descritas para el sistema A, tal y como se han introducido en Exiobase con el software SimaPro. Las actividades en unidades monetarias se muestran en Euros con valor de 2011, ya que las actividades de Exiobase en unidades monetarias se refieren a este año. La conversión de valor de 2014 a 2011 se ha realizado mediante un factor de 0,9633 Euro 2011/Euro 2014, obtenido de EUROSTAT, 2017. La

descripción detallada de cómo se ha cuantificado cada una de las actividades puede consultarse en los Anexos 10.4, 10.5 y 10.6.

Tabla 10.21: Inventario de actividades en el sistema A.

Contenedores			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Fabricación de PEAD	Fabricación de productos de goma y plástico	Toneladas	2.804
Fabricación de acero	Fabricación de productos metálicos, excepto maquinaria y equipos	Toneladas	3.193
Fabricación de goma	Fabricación de productos de goma y plástico	Toneladas	140
Fabricación de fibra de vidrio	Fabricación de vidrio y productos de vidrio	Toneladas	3.077
Uso de agua para limpieza de contenedores	Captación, depuración y distribución de agua	Millón de $Euros_{2011}$	0,16
Uso de detergente para limpieza de contenedores	Fabricación de productos químicos	Toneladas	1.860
Transporte de contenedores a gestor de residuos	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	0,03
Recogida y transporte de residuos de envases			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Transporte de residuos de envase a planta de tratamiento	Otros transportes terrestres	Millón de Euros (2011)	231,53
Recuperación y reciclaje de residuos de envases			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Recuperación de envases, por todos los canales	Reciclaje de residuos y chatarra	Millón de $Euros_{2011}$	181,70
Transporte de materiales recuperados a reciclador	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	14.74
Reciclaje de papel	Re-procesado de papel recuperado	Toneladas	70.942
Reciclaje de plásticos	Re-procesado de plástico recuperado	Toneladas	410.845
Reciclaje de vidrio	Re-procesado de acero recuperado	Toneladas	953.100
Reciclaje de acero	Re-procesado de aluminio recuperado	Toneladas	251.483
Reciclaje de aluminio	Re-procesado de vidrio	Toneladas	24.976
Disposición final de residuos de envases y rechazos de tratamiento			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**

Transporte de rechazos a disposición final	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	2,75
Incineración de papel	Incineración de residuos: papel	Millón de $Euros_{2011}$	0,41
Incineración de acero, aluminio y vidrio	Incineración de residuos: metales y materiales inertes	Millón de $Euros_{2011}$	6,61
Incineración de plásticos	Incineración de residuos: plásticos	Millón de $Euros_{2011}$	3,72
Vertido de papel	Vertido de residuos: papel	Millón de $Euros_{2011}$	0,60
Vertido de acero, aluminio y vidrio	Vertido de residuos: inertes/metales/peligrosos	Millón de $Euros_{2011}$	12,74
Vertido de plásticos	Vertido de residuos: plásticos	Millón de $Euros_{2011}$	6,37
Otras actividades			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Sensibilización	Educación	Millón de $Euros_{2011}$	17,36
I+D, gastos generales, etc.	Otras actividades de servicios	Millón de $Euros_{2011}$	45,02
Ingresos por punto verde más otros	No aplicable	Millón de $Euros_{2011}$	-395,34

10.3.5. Inventario de datos para el flujo 1 (SDDR) del SISTEMA B

En el sistema B, en coherencia con la evaluación ambiental y económica, la huella social incluye las siguientes actividades en relación al Flujo 1, que corresponde a los residuos de envases recogidos mediante el SDDR:

- El etiquetado de los envases.
- Las actividades asociadas a la recogida de residuos de envases en comercio, tanto de forma manual como automática.
- El transporte de los residuos de envases a la plantas de conteo y de tratamiento.
- La clasificación de los materiales en plantas de conteo y de tratamiento.
- El transporte de los materiales recuperados a las diferentes industrias recicladoras.
- El reciclaje de los materiales recuperados por las correspondientes industrias: papel, vidrio, plásticos, acero, aluminio.
- El transporte de los rechazos producidos por todas las plantas de tratamiento a disposición final.

- La disposición final de los residuos de envases no seleccionados, así como de los rechazos generados por todas las plantas de tratamiento.
- Otros costes asociados al SDDR.
- El coste para el consumidor del mantenimiento del SDDR mediante depósitos no devueltos y tasas administrativas.

La Tabla 10.22 ofrece un resumen de las actividades descritas para el Flujo 1 en el sistema B, tal y como se han introducido en Exiobase con el software SimaPro. Las actividades en unidades monetarias se muestran en Euros con valor de 2011, ya que las actividades de Exiobase en unidades monetarias se refieren a este año. La conversión de valor de 2014 a 2011 se ha realizado mediante un factor de 0,9633 Euro 2011/Euro 2014, obtenido de EUROSTAT, 2017. La descripción detallada de cómo se ha cuantificado cada una de las actividades puede consultarse en los Anexos 10.4, 10.5 y 10.6.

Tabla 10.22: Inventario de actividades asociadas al Flujo 1 en el sistema B.

Etiquetado de envases			
	Actividad en Exiobase	**Unidades**	**Cantidad**
Etiquetado de envases: costes de personal, industria de bebidas	Producción de bebidas (únicamente flujos de coste de personal)	Millón de $Euros_{2011}$	114,90
Recogida SDDR manual en comercios			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Costes de personal, comercio minorista	Comercio minorista, excepto de vehículos de motor y motocicletas; reparación de artículos personales y domésticos (únicamente flujos de coste de personal)	Millón de $Euros_{2011}$	893,29
Ocupación de espacio comercial y de almacenaje	Actividades inmobiliarias	Millón de $Euros_{2011}$	209,26
Producción de Bolsas y cajas de plástico	Fabricación de productos de goma y plástico	Toneladas	11.960
Recogida SDDR automática en comercios			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Fabricación de máquinas	Fabricación de maquinaria y equipos	Toneladas	2.248
Consumo de electricidad	Comercio minorista, excepto de vehículos de motor y motocicletas; reparación de artículos	Terajulios	118

	personales y domésticos		
Seguros	Seguros y fondos de pensiones, excepto seguridad social obligatoria	Millón de $Euros_{2011}$	29,03
Costes de personal, comercio minorista	Comercio minorista, excepto de vehículos de motor y motocicletas; reparación de artículos personales y domésticos (únicamente flujos de coste de personal)	Millón de $Euros_{2011}$	65,26
Ocupación de espacio comercial y de almacenaje	Actividades inmobiliarias	Millón de $Euros_{2011}$	19,96
Producción de cajas de cartón	Fabricación de papel	Toneladas	20.538
Producción de Bolsas de plástico	Fabricación de productos de goma y plástico	Toneladas	5.064
Transporte de residuos de envases			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Transporte de envases SDDR a planta de conteo o selección	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	310,75
Recuperación y reciclaje de residuos de envases			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Clasificación de envases SDDR en planta de conteo o selección	Reciclaje de residuos y chatarra	Millón de $Euros_{2011}$	76,68
Transporte de materiales recuperados a reciclador	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	8,58
Reciclaje de papel	Re-procesado de papel recuperado	Toneladas	17.571
Reciclaje de plásticos	Re-procesado de plástico recuperado	Toneladas	124.904
Reciclaje de vidrio	Re-procesado de acero recuperado	Toneladas	983.390
Reciclaje de ccero	Re-procesado de aluminio recuperado	Toneladas	125.494
Reciclaje de aluminio	Re-procesado de vidrio	Toneladas	23.911
Disposición final de residuos de envases y rechazos de tratamiento			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Transporte de rechazos a disposición final	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	0,02

Vertido de aluminio	Vertido de residuos: inertes/metales/peligrosos	Millón de $Euros_{2011}$	0,03
Vertido de plásticos	Vertido de residuos: plásticos	Millón de $Euros_{2011}$	0,11
Otras actividades			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Costes indirectos SDDR	Otras actividades de servicios	Millón de $Euros_{2011}$	64,83
Ingresos por depósitos no devueltos y tasas administrativas	No aplicable	Millón de $Euros_{2011}$	-1.885,92

10.3.6. Inventario de datos para el flujo 2 (NO SDDR) del SISTEMA B

El flujo 2 en el sistema B corresponde a la recogida de envases mediante el SCRAP, en convivencia con el SDDR. El inventario para este flujo o subsistema dentro del sistema B se ha construido siguiendo los mismos métodos y fuentes de datos descritos en el Apartado 10.3.4. En la Tabla 10.23 se muestra el inventario de datos global para el flujo 2 en el sistema B.

Tabla 10.23: Inventario de actividades en el sistema B, flujo 2.

Contenedores			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Fabricación de PEAD	Fabricación de productos de goma y plástico	Toneladas	2.804
Fabricación de acero	Fabricación de productos metálicos, excepto maquinaria y equipos	Toneladas	3.193
Fabricación de goma	Fabricación de productos de goma y plástico	Toneladas	140
Fabricación de fibra de vidrio	Fabricación de vidrio y productos de vidrio	Toneladas	3.077
Uso de agua para limpieza de contenedores	Captación, depuración y distribución de agua	Millón de $Euros_{2011}$	0,16
Uso de detergente para limpieza de contenedores	Fabricación de productos químicos	Toneladas	1.860
Transporte de contenedores a gestor de residuos	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	0,03
Recogida y transporte de residuos de envases			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**

Transporte de residuos de envase a planta de tratamiento	Otros transportes terrestres	Millón de Euros (2011)	202,62
Recuperación y reciclaje de residuos de envases			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Recuperación de envases, por todos los canales	Reciclaje de residuos y chatarra	Millón de $Euros_{2011}$	161,39
Transporte de materiales recuperados a reciclador	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	8,20
Reciclaje de papel	Re-procesado de papel recuperado	Toneladas	55.903
Reciclaje de plásticos	Re-procesado de plástico recuperado	Toneladas	27.199
Reciclaje de vidrio	Re-procesado de acero recuperado	Toneladas	228.608
Reciclaje de acero	Re-procesado de aluminio recuperado	Toneladas	120.359
Reciclaje de aluminio	Re-procesado de vidrio	Toneladas	10.525
Disposición final de residuos de envases y rechazos de tratamiento			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Transporte de rechazos a disposición final	Otros transportes terrestres	Millón de $Euros_{2011}$	1,61
Incineración de papel	Incineración de residuos: papel	Millón de $Euros_{2011}$	0,35
Incineración de acero, aluminio y vidrio	Incineración de residuos: metales y materiales inertes	Millón de $Euros_{2011}$	2,74
Incineración de plásticos	Incineración de residuos: plásticos	Millón de $Euros_{2011}$	3,34
Vertido de papel	Vertido de residuos: papel	Millón de $Euros_{2011}$	0,50
Vertido de acero, aluminio y vidrio	Vertido de residuos: inertes/metales/peligros os	Millón de $Euros_{2011}$	5,12
Vertido de plásticos	Vertido de residuos: plásticos	Millón de $Euros_{2011}$	5,71
Otras actividades			
Actividad	**Actividad en Exiobase**	**Unidades**	**Cantidad**
Sensibilización	Educación	Millón de $Euros_{2011}$	17,36
I+D, gastos generales, etc.	Otras actividades de servicios	Millón de $Euros_{2011}$	38,37

Ingresos por punto verde más otros	No aplicable	Millón de Euros$_{2011}$	441,95

10.3.7. Resultados de la huella social

10.3.7.1. *Resultados globales*

En la Tabla 10.24 se muestran los resultados de la huella social, para los sistemas A y B. Para ambos sistemas se muestran los resultados a tres niveles, tal y como se ha descrito en la metodología (Apartado 10.3.1):

- El impacto sobre la productividad (IP),
- La redistribución de ingresos (RI),
- La huella social, resultante de sumar RI e IP.

Las unidades de medida son millones de Euros en valor de 2011, ajustados por paridad de poder adquisitivo y ponderados por utilidad. Este ajuste y ponderación da lugar a que las cantidades mostradas en la tabla no puedan ser directamente comparadas con las proporcionadas en el estudio económico.

Por otro lado, la tabla desglosa los resultados por diferentes grupos de actividades relacionadas con la gestión de residuos, tal como han sido analizadas en los anteriores apartados:

- **Etiquetado de envases**: las actividades en la industria de bebidas asociadas al etiquetado de envases para su identificación por máquinas de retorno en el sistema SDDR.
- **Recogida en comercios**: las actividades implicadas en la recogida, tanto manual como automática, de envases a través del sistema SDDR (costes de personal, seguros, ocupación de espacios comerciales, producción de máquinas de retorno de envases, producción de bolsas y cajas para almacenamiento, etc.).
- **Recogida en contenedores**: incluye el ciclo de vida de los contenedores de recogida de envases ligeros, vidrio, así como de recogida en masa (producción de materiales, mantenimiento de los contenedores durante su vida útil, etc.).
- **Transportes**: incluye todas las actividades de transporte implicadas en la gestión de los envases (transporte de envases desde los contenedores o desde los comercios, transporte a recicladores, transporte a plantas de disposición final).
- **Selección, pre-tratamiento, clasificación y conteo**: incluye todas aquellas actividades que permiten en ambos sistemas seleccionar, clasificar y preparar los envases para su posterior reciclaje. En este grupo se incluye también la selección de envases en plantas de tratamiento mecánico- biológico.
- **Reciclaje**: comprende las actividades industriales de transformación de los materiales en nuevas materias primas o productos, sustituyendo así materias primas de nueva producción.

- **Disposición final de residuos**: incluye las actividades de vertido controlado e incineración de todos aquellos materiales que no han sido recuperados (envases no recogidos selectivamente y rechazos de los diferentes procesos de selección, pre-tratamiento, etc.).
- **Otras actividades**: se incluye en este grupo las actividades que conllevan gastos de gestión o indirectos tanto en el sistema SCRAP como SDDR (gastos generales o indirectos, campañas de sensibilización y marketing, etc.).
- **Consumidor**: se incluye el coste para la sociedad española de cubrir los costes del SCRAP y/o el SDDR a través de diferentes conceptos: punto verde (caso del SCRAP), depósitos no devueltos y tasas administrativas (caso del SDDR).

Antes de entrar a interpretar los resultados, es importante remarcar el significado de los signos en las cifras mostradas en la tabla. Algunas cifras tienen signo positivo mientras que otras tienen signo negativo. Del mismo modo que en el análisis ambiental:

- Una cifra de **signo positivo** indica un **impacto perjudicial** para la sociedad,
- Una cifra de **signo negativo** indica un **impacto beneficioso** para la sociedad.

Tabla 10.24: Resultados de la huella social, distribuidos por grupos de actividades asociadas a la gestión de residuos de envases. Valores en millones de $Euros_{2011}$, ajustados por PPA y ponderados por utilidad.

Sistema	Indicador	Total	Etiquetado de envases	Recogida en comercios	Recogida en contenedores	Transportes	Selección, pre-tratamiento, conteo, clasificación	Reciclaje	Disposición final de residuos	Otras actividades	Consumidor
A	Impacto sobre la productividad (IP_A)	-5.247	0	0	321	639	468	-6.886	93	118	
	Redistribución de ingresos (RI_A)	181	0	0	-17	-40	-28	239	-6	-11	44
	Huella social ($HS_A = IP_A + RI_A$)	**-5.067**	**0**	**0**	**304**	**599**	**440**	**-6.647**	**87**	**107**	**44**
B	Impacto sobre la productividad (IP_B)	-2.413	28	3.019	321	1.364	612	-8.081	62	263	
	Redistribución de ingresos (RI_B)	-100	-22	-450	-17	-85	-37	281	-4	-25	259
	Huella social ($HS_B = IP_B + RI_B$)	**-2.513**	**6**	**2.568**	**304**	**1.279**	**575**	**-7.800**	**58**	**238**	**259**

Los resultados muestran que la huella social para ambos sistemas tiene globalmente un signo negativo, es decir, ambos sistemas implican un impacto beneficioso para la sociedad. El resultado en ambos casos está dominado por la magnitud del impacto sobre la productividad, ya que la redistribución de ingresos presenta un valor de un orden de magnitud menor. Esta menor magnitud de la redistribución de ingresos con respecto al impacto sobre la productividad es consistente según Weidema, B. P., 2016.

Desde un punto de vista comparativo, los resultados muestran que el mencionado beneficio para la sociedad es mayor para el sistema A que para el sistema B. En concreto, la introducción del sistema SDDR, en convivencia con el SCRAP, tal y como se ha planteado en este estudio, implica un empeoramiento de la huella social de la gestión de residuos de envases en España, reduciendo su impacto beneficioso en un 50% con respecto a la situación actual, a pesar de la mayor tasa de reciclaje que el SDDR alcanza en base a las hipótesis del estudio.

El sistema B presenta un mayor beneficio que el sistema A en cuanto a redistribución de ingresos, ya que el primero presenta un resultado de signo negativo, mientras que para el segundo el resultado es de signo positivo. Sin embargo este beneficio para el sistema B no es suficiente para alcanzar los beneficios globales que presenta el sistema A, que obtiene un relativamente elevado beneficio social en el impacto sobre la productividad.

Debe señalarse que el estudio ha cubierto los costes sociales de las actividades asociadas a las actividades económicas implicadas en la gestión de los envases y no la pérdida de utilidad por parte de los usuarios en cuanto a, por ejemplo, la utilización de tiempo libre. Si este tipo de aspectos se hubiese incluido, la diferencia entre los dos sistemas hubiese sido mayor. Por otro lado, no se ha incluido en la huella social la potencial ganancia en utilidad representada por la reducción del *littering* en el sistema B.

10.3.7.2. *Diferencias entre los dos sistemas*

Con el objeto de comprender con más detalle las diferencias entre los dos sistemas, la Figura 10. *3* muestra de forma gráfica la diferencia entre el sistema A y B para cada uno de los grupos de actividades analizados. Los valores mostrados en la figura resultan de sustraer, para cada grupo de actividades, la huella social del sistema A de la correspondiente al sistema B[315].

[315] Así, por ejemplo la diferencia en etiquetado de envases es de 6 - 0 = 6 millones de $Euros_{2011}$ ajustados por PP y ponderados por utilidad.

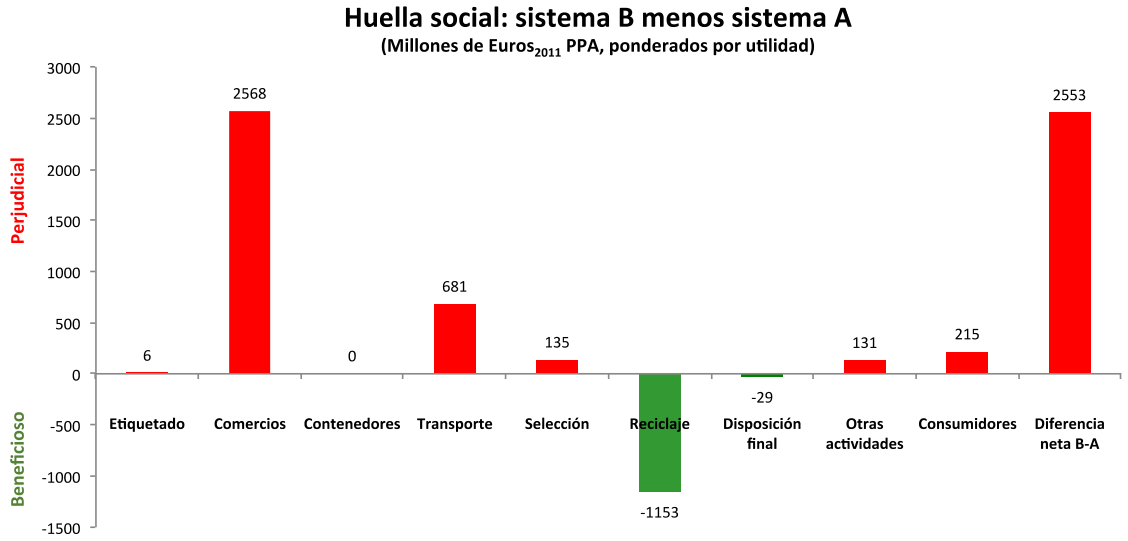


Figura 10. 3 Diferencia entre la huella social del sistema B y el sistema A, por grupos de actividades asociadas a la gestión de residuos de envases.

En esta figura puede observarse claramente para qué actividades del sistema de gestión de residuos de envases la introducción del sistema SDDR supone mejoras en la huella social (en verde) y para cuales supone un empeoramiento de la misma (en rojo), con respecto a la situación actual. Puede verse en esta figura que el sistema B conlleva una mejora de la huella social asociada a los procesos de reciclaje y también, aunque en mucha menor medida, en lo que respecta a disposición final de residuos. Esto se debe a que se asume que la introducción del SDDR conlleva una mayor tasa de reciclaje y una menor cantidad de residuos llevados a vertedero e incineradora. Por otro lado, se observa en la gráfica que en el resto de actividades el sistema B conlleva un empeoramiento de la huella social, o en el mejor de los casos, una diferencia nula. Este empeoramiento está claramente dominado por las actividades agrupadas en la recogida de envases en comercios y en menor medida por las actividades de transporte, consumidores, selección, y otras. Esta figura muestra que, aunque la introducción del SDDR conlleva una mayor tasa de reciclaje y con ella un beneficio social, éste último no se ve compensado por el deterioro ocasionado en el resto de actividades necesarias para alcanzar esta mayor tasa de reciclaje.

Con el objeto de comprender mejor qué actividades económicas contribuyen de forma decisiva en la huella social, a continuación analizamos en detalle los tres grupos de actividades con mayor peso en la Figura 10. 3 reciclaje, recogida en comercios y transportes.

En la Tabla 10.25 se muestra un análisis de contribución del grupo de actividades de reciclaje, en concreto de la diferencia entre el sistema B y el sistema A, el cual, tal y como hemos visto en la Figura 10. 3, es de -1.153 millones de $Euros_{2011}$ ajustados por PPA y ponderados por utilidad. En las filas de la tabla se detallan las principales actividades económicas de Exiobase que contribuyen a esta huella social, ordenadas de mayor a menor magnitud. Tal y como se ha descrito anteriormente, los procesos de reciclaje conllevan una huella social de signo negativo y por tanto un beneficio social. Este beneficio es mayor para el sistema B por la mayor tasa de reciclaje alcanzada según las hipótesis del estudio.

Se observa en la Tabla 10.25 que las actividades que contribuyen de forma más decisiva al beneficio social del reciclaje son las diferentes producciones de materiales primarios. Así, por ejemplo, a través del reciclaje de vidrio se desplaza la producción de una cantidad equivalente de vidrio a partir de recursos primarios. Lo mismo ocurre con el resto de materiales: plásticos, aluminio, acero, aluminio, etc. Este desplazamiento o producción evitada es responsable de los signos negativos y por tanto del beneficio social asociado al reciclaje. El material con una mayor contribución a estos beneficios es el vidrio, debido principalmente a que es el material que se recicla en mayores cantidades en el sistema B con respecto al sistema A. Se observa que el beneficio social del reciclaje de vidrio está asociado no solamente a su producción desplazada en España, sino también en otros países de Europa (Portugal, Francia) y de otras regiones del mundo (India, Indonesia y otros países de Asia-Pacífico). Para otros materiales puede observarse un efecto similar, es decir, que el reciclaje de envases en España evita la producción primaria de estos materiales en otros países y regiones del mundo, tales como Rusia, China u Oriente Medio.

Tabla 10.25: Análisis de contribución en la actividad "Reciclaje". Valores en millones de Euros$_{2011}$, ajustados por PPA y ponderados por utilidad.

Actividad en Exiobase	Total
Producción de vidrio y productos de vidrio (ES)	-476
Producción de plásticos (ES)	-363
Producción de vidrio y productos de vidrio (WA) - agregado	-186
Producción de aluminio (ES)	-164
Producción de vidrio y productos de vidrio (IN) - agregado	-92
Producción de hierro, acero, aleaciones y productos derivados (ES)	-88
Producción de hierro, acero, aleaciones y productos derivados (IN) - agregado	-68
Producción de vidrio y productos de vidrio (WF) - agregado	-68
Producción de vidrio y productos de vidrio (PT) - agregado	-59
Producción de hierro, acero, aleaciones y productos derivados (CN) - agregado	-44
Producción de hierro, acero, aleaciones y productos derivados (RU) - agregado	-37
Producción de vidrio y productos de vidrio (FR) - agregado	-36
Producción de vidrio y productos de vidrio (ID) - agregado	-35
Producción de vidrio y productos de vidrio (WM) - agregado	-29
Producción de aluminio (WM) - agregado	-28
Producción de aluminio (WF) - agregado	-28
Reciclaje de acero (ES)	-24
Otros transportes terrestres (WF) - agregado	23
Actividades del sector transportes (ES)	24
Producción de productos metálicos, excepto maquinaria y equipos (ES)	25
Comercio mayorista, excepto de vehículos a motor (ES)	29
Otros transportes terrestres (WA) - agregado	32
Otras actividades económicas (ES)	33
Actividades auxiliares del sector transportes (ES)	43
Otros transportes terrestres (ES)	46
Construcción (ES)	80
Resto de actividades	339
Total	**-1.153**

ES: España; CN: China; FR: Francia; ID: Indonesia; IN: India; PT: Portugal; RU: Rusia; WA: países de la región Asia-Pacífico no incluidos individualmente en Exiobase; WF países de África no incluidos individualmente en Exiobase; WL: países de América no incluidos individualmente en Exiobase; WM: países de Oriente Medio no incluidos individualmente en Exiobase; WE: países de Europa no incluidos individualmente en Exiobase.

La Tabla 10.26 muestra un análisis de contribución de la recogida en comercios asociada al SDDR. En las columnas se presentan los subsistemas analizados en el análisis de inventario, mientras que en las filas se detallan las actividades económicas de Exiobase que contribuyen a la huella social de cada uno de estos subsistemas. Observando los valores totales en la última fila de la tabla, vemos que los tres subsistemas con mayor peso en la huella social de la recogida en comercios son, de mayor a menor importancia, la producción de bolsas y cajas de plástico, la ocupación de espacios comerciales y la producción de cajas de cartón. En todos estos subsistemas se observa que uno de los principales contribuyentes a la huella social es el sector de la construcción, seguido de la producción de plásticos, la producción de productos metálicos y en cuarto lugar el coste de personal asociado a la recepción de envases en comercios.

Esta tabla muestra la complejidad de un modelo basado en tablas input-output como Exiobase: las 19 actividades económicas mostradas en las filas de la tabla son responsables únicamente del 51% de la huella social del grupo "recogida en comercios" (1.311 millones de un total de 2.568 millones). Para poder mostrar el 49% restante esta tabla se debería añadir 3.124 filas adicionales.

Tabla 10.26: Análisis de contribución en la actividad "Recogida en comercios". Valores en millones de Euros$_{2011}$, ajustados por PPA y ponderados por utilidad.

Actividad en Exiobase	Total	Costes de personal en comercios	Ocupación de espacios comerciales	Producción de cajas y bolsas de plástico	Producción de máquinas de retorno	Consumo eléctrico de máquinas de retorno	Seguros para máquinas de retorno	Producción de cajas de cartón
Construcción (ES)	282		155	101	2	2	10	14
Producción de plásticos (ES)	115		0.2	96	0.4	0.1	0.003	19
Producción de productos metálicos, excepto maquinaria y equipos (ES)	112		14	91	2	0.3	1	5
Costes de personal en comercios (ES)	94	94						
Otros transportes terrestres (ES)	84		3	68	0.8	0.1	0.1	12
Actividades auxiliares del sector transportes (ES)	69		4	52	0.8	0.03	0.1	12
Otras actividades económicas (ES)	67		11	42	0.9	0.3	3	10
Otros transportes terrestres (WA) - agregado	60		2	48	0.6	0.1	0.1	9

Producción de productos químicos (IN) - agregado	54		0	38	0.1	0.04	0.01	16
Producción de maquinaria y aparatos eléctricos (ES)	47		6	37	1	0.20	0.4	2
Producción de productos químicos (WF) - agregado	47		0	33	0.1	0.04	0.005	14
Actividades financieras, excepto seguros y planes de pensiones (ES)	44		30	11	0.3	0.1	1	2
Comercio mayorista, excepto de vehículos a motor (ES)	43		2	34	0.4	0.04	0.04	7
Otros transportes terrestres (WF) - agregado	43		1	35	0.4	0.1	0.05	6
Producción de pulpa de papel (ES)	34							34
Producción de papel (ES)	30		0	30	0.1	0.004	0.03	
Producción de productos textiles (IN) - agregado	29		0	24	0.1	0.001	0.01	4
Producción de maquinaria y equipos (CN) - agregado	28		10	15	1	0.1	0.6	2
Producción de productos de goma y plásticos (ES)	28		0.5	23	0.1	0.003	0.01	4
Resto de actividades	1.258		202	784	47	13	57	151
Total	**2.568**	**94**	**442**	**1.563**	**58**	**16**	**74**	**322**

ES: España; WA: países de la región Asia-Pacífico no incluidos individualmente en Exiobase; WF países de África no incluidos individualmente en Exiobase; WL: países de América no incluidos individualmente en Exiobase; WM: países de Oriente Medio no incluidos individualmente en Exiobase.

En la Tabla 10.27 se muestra el análisis de contribución para la actividad de transporte, tomando como unidad de análisis la diferencia entre los sistemas A y B, en total 681 millones de $Euros_{2011}$ PPA ponderados por utilidad. Se destacan en esta tabla en total 16 actividades económicas, que suman en total el 73% de la huella social del incremento en transportes al pasar del sistema A al sistema B. Se observa que esta huella social está vinculada principalmente a actividades auxiliares del sector transportes, tanto en España como en otros países del mundo que aparecen agregados en Exiobase dentro de regiones (Asia-Pacífico, África, América, Europa). También se observan contribuciones de la fabricación de vehículos a motor, la industria química y el refino de petróleo, tanto en España como en otros países.

Tabla 10.27: Análisis de contribución en la actividad "transportes". Valores en millones de Euros$_{2011}$, ajustados por PPA y ponderados por utilidad.

Actividad en Exiobase	Total
Actividades auxiliares del sector transportes (ES)	188
Construcción (ES)	77
Actividades auxiliares del sector transportes (WA) - agregado	53
Actividades auxiliares del sector transportes (WF) - agregado	36
Producción de productos químicos (WL) - agregado	34
Actividades auxiliares del sector transportes (WE) - agregado	26
Venta, mantenimiento y reparación de vehículos a motor (ES)	14
Refinería de petróleo (ES)	13
Otros transportes terrestres (ES)	12
Informática y actividades relacionadas (ES)	11
Otros transportes terrestres (WL) - agregado	9
Alquiler de maquinaria y equipos sin operario y de artículos personales y domésticos (ES)	9
Distribución y comercialización de electricidad (ES)	8
Producción de productos metálicos, excepto maquinaria y equipos (ES)	7
Resto de actividades	184
Total	**681**

ES: España; WA: países de la región Asia-Pacífico no incluidos individualmente en Exiobase; WF países de África no incluidos individualmente en Exiobase; WL: países de América no incluidos individualmente en Exiobase; WM: países de Oriente Medio no incluidos individualmente en Exiobase; WE: países de Europa no incluidos individualmente en Exiobase.

Por último, merece un comentario la contribución asociada a los consumidores en la Figura 10. 3, puesto que esta actividad es relativamente relevante. Ambos sistemas son sostenidos en buena parte a través de aportaciones indirectas de los consumidores, ya sea a través del punto verde en el caso del SCRAP, o en el caso del SDDR a través de una tasa similar al punto verde, así como mediante los depósitos no retornados. Esta diferencia entre los dos sistemas es, en base a los datos del análisis económico, de 2006,10 millones de Euros$_{2014}$ anuales[316]. Este coste social se ve reducido en magnitud en la Figura 10. *3* a 215 millones de Euros$_{2011}$, ajustados por PPA y ponderados por utilidad. Esta reducción de magnitud está asociada a las varias conversiones de unidades que implica la metodología de la huella social, como el ajuste por paridad de poder adquisitivo, así como la conversión de Euros de 2014 a Euros de 2011, pero la más importante sin duda es la ponderación por utilidad. Dado que España es un país desarrollado y con unos ingresos per cápita por encima de la media global, cualquier transacción económica que tiene lugar dentro de sus fronteras se pondera con una utilidad relativamente baja. En concreto, la

[316] Los ingresos por punto verde más otros para el sistema A son de 410,38 millones de Euros$_{2014}$, mientras que para el sistema B estos ingresos son de 458,77 millones de Euros$_{2014}$. Por otro lado, el SDDR tiene unos ingresos por depósitos no devueltos y por tasas administrativas de 1.957,71 millones de Euros$_{2014}$. La diferencia entre los sistemas A y B es por tanto de (1.957,71 + 458,77) – 410,38 = 2006,10 millones de Euros$_{2014}$.

pérdida de utilidad por parte de los consumidores españoles debida al mantenimiento de los sistemas de gestión de residuos de envases se pondera con un valor de un 14% de su valor real (una vez ajustado por PPA y expresado en Euros de 2011). Por ello, para esta actividad observamos una contribución relativamente moderada por este concepto en la Figura 10. 3. Aún así, esta pérdida de utilidad contribuye con un 8% al empeoramiento de la huella social al pasar del sistema A al sistema B.

10.3.8. Conclusiones

Las principales conclusiones del estudio de huella social son las siguientes:

- La huella social para ambos sistemas tiene globalmente un signo negativo, es decir, ambos sistemas implican un impacto social beneficioso para la sociedad.
- El mencionado beneficio para la sociedad es mayor para el sistema A que para el sistema B. En concreto, la introducción del sistema SDDR en convivencia con el SCRAP implica un empeoramiento de la huella social de la gestión de residuos de envases en España, reduciendo su impacto beneficioso en un 50% con respecto a la situación actual, a pesar de la mayor tasa de reciclaje que el SDDR alcanza en base a las hipótesis del estudio.
- Estas conclusiones son coincidentes con las del análisis económico y el ambiental: los beneficios para la sociedad del sistema B se ven mermados por el coste de otras actividades en este sistema, especialmente las relacionadas con la recogida y el transporte de envases.
- Debe señalarse que en dos aspectos concretos el sistema B implica una menor huella social que el sistema A: reciclaje (menor producción de materias primas en España y otros países del mundo) y disposición final de residuos (menor incidencia de vertido/incineración de residuos en España). Sin embargo, esta menor huella social no se ve compensada por la mayor huella social de este sistema en otras actividades, especialmente en la recogida de envases en comercios (producción de materiales y maquinaria para la recogida, ocupación de espacios comerciales, etc.) y el transporte de envases y residuos de envases.

Limitaciones y aspectos a mejorar en futuros estudios:

- La huella social es una metodología de reciente aparición, constituyendo este estudio su primera aplicación en el ámbito de la gestión de residuos. Se espera que esta metodología y sus herramientas evolucionen en el futuro, por lo que los resultados de este estudio deben tomarse con mayor cautela que los correspondientes al análisis ambiental y económico, cuyas metodologías están más estandarizadas.
- Debe así mismo señalarse que la huella social ofrece un análisis del bienestar desde un punto de vista económico, premiando la transferencia de recursos hacia las rentas más

bajas y hacia contextos de buena gobernanza. Esta aproximación no es la única posible para el análsis social, aunque sí la única que ofrece una perspectiva de ciclo de vida.

11.CONCLUSIONES

1. **Para cumplir con la Ley de Residuos y las recomendaciones de la Comisión Europea, al decidir sobre la implantación obligatoria de un SDDR, es necesario realizar un estudio de viabilidad técnica y de sostenibilidad a lo largo del ciclo de vida en sus tres ámbitos: social, ambiental y económico. Un estudio que no contemple este alcance no es apto para la toma de decisiones.**
2. Los datos existentes sobre gestión de residuos tienen una variabilidad mayor que los que se pueden obtener para otros sectores industriales, como el químico, automóvil, construcción, etc. La variabilidad se da tanto a nivel geográfico como temporal. Así mismo, en ocasiones se encuentran varias fuentes (incluso oficiales) que entran en conflicto. Es importante poner este hecho de manifiesto y argumentar correctamente la opción escogida. Es imprescindible disponer del consenso necesario por parte de las fuentes de los datos. En el Proyecto ARIADNA, se ha contado con un Panel de Partes Interesadas, representantes de toda la cadena de valor que han ido contrastando y validando los datos e hipótesis tomados en consideración.
3. La obtención de un balance de materia (cuantificación de los flujos de materiales que van por las diferentes vías) que cuadre suficientemente es el primer y más difícil paso para realizar las evaluaciones de sostenibilidad posteriores. Dada la incertidumbre inherente en los datos de gestión de residuos, para cuadrar el balance, se cuadran primero los flujos que más influyen en el resultado, y se cierra el balance con los menos influyentes, igualando entradas y salidas.
4. **Un análisis completo y riguroso indica que el cambio sugerido sobre la gestión de residuos de envases con la incorporación de un SDDR en las condiciones de este estudio sería menos sostenible que continuar con el sistema actual, ya que: su impacto social no resultaría beneficioso ni para los ciudadanos españoles ni para los parámetros evaluados de la economía global; su coste sería mucho mayor para la sociedad; y el impacto ambiental sería superior en la mayoría de categorías de impacto**.
5. En España, la mayor parte de los residuos de envases del SDDR se gestionarían manualmente, debido a su estructura comercial y de consumo, con una gran capilaridad de establecimientos pequeños. Esta es una gran diferencia respecto a otros países del norte de Europa, con importantes repercusiones de todo tipo, pues la mayoría de los residuos gestionados por el SDDR deberán viajar hasta las plantas de conteo sin compactación.

6. **La gran cantidad de recursos económicos y humanos que requeriría el cambio parece más recomendable dedicarlos a mejorar el sistema existente y a mejorar la gestión de otros tipos de residuos más importantes en cantidad y problemática ambiental**. Los residuos de envases son una pequeña y relativamente poco problemática fracción de los municipales y los envases propuestos para el SDDR son los que actualmente mejor se gestionan.
7. El conjunto de metodologías, investigadores y herramientas de cálculo, junto con la ayuda de un panel de partes interesadas, hacen de ARIADNA un proyecto reproducible a diferentes escalas, tanto del SCRAP como de otros posibles desarrollos del SDDR.
8. Si se consensuara la metodología de ARIADNA como la más adecuada, sería muy interesante poder compartir la información y los equipos de varios estudios y crear un equipo ad hoc para resolver éste y otros nuevos retos en la gestión de residuos de envases.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aballe. (2012). Estado de Situación y Valoración Crítica de los SDDR en Europa y de la Ofensiva para su Implantación en España. Congreso Nacional de Medio Ambiente CONAMA.

AIDIMA. 2012. Instituto Tecnológico del Mueble, Madera, Embalaje y Afines. Inventario de Ciclo de Vida de la Clasificación y Reciclaje de Papel y Cartón. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Mayo 2012.

AIMME. 2012. *Life Cycle Inventory of Steel and Aluminium Recycling. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Octubre 2012.* Instituto Tecnológico Metalmecánico. .

AIMPLAS. 2012. *Instituto Tecnológico del Plástico. Life Cycle Inventory of Recycling of Household Plastic Packaging Waste. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Abril 2012.*

APC. 2015. *APC Recycling Data.* Obtenido de http://www.packagingcovenant.org.au/pages/apc-recycling-data.html

AQUASTAT. 2017. *AQUASTAT's Main database. http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en (accedido el 25/01/2017).*

ARA AG. 2003. *Littering - Evaluierung in Wien und anderen europäischen Städten. Institut für Technologie und Warenwirtschaftslehre der Wirtschaftsuniversität Wien.*

ARC. 2016. *Agència de Residus de Catalunya. Pros I contres de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) d'envasos de begudes d'un sol ús a Catalunya. Documento confidencial.*

ASEDAS/FIAB/ANGED/ACES. 2014. *Informe sobre las principales consecuencias del establecimiento con carácter obligatorio de un sistema de depósito, devolución y retorno sobre ciertos envases.*

Asociación Vertidos Cero. 2016. *Estudio para determinar el impacto de los envases en el "littering". Fase I Estado del arte. Informe preparado para la Plataforma Envase y Sociedad.*

Bala A. 2015. Assessing the environmental performance of municipal solid waste collection: a new predictive LCA model. *Waste Management and Research*, Submitted.

Berger, R. 2007. *"European Packaging Policy, The consequences of a deposit system for disposable packaging based on the German example".* Strategy Consultants GmbH. Report for Arbeitsgemeinschaft Verpackung + Umwelt (AGVU). Obtenido de http://www.apeal.org/wp-content/uploads/2015/04/08-02-Roland-Berger.pdf

Blengini et al. 2011. Blengini, G.A.; Genon, G. and Fantoni, M. LCA of integrated municipal solid waste management systems: case studies of Torino & Cuneo (Italy).

Bottle bill. 2015. *Bottle bill resource guide.* Obtenido de http://www.bottlebill.org/

Camba et al. 2014. Camba, A., González-García, S., Bala, A., Fullana-i-Palmer, P., Moreira, M.T., Feijoo, G. Modeling the leachate flow and aggregated emissions from municipal waste landfills under life cycle thinking in the Oceanic regions of the Iber.

Cambridge Economics Associates. 2010. *Valuing the Benefits of Regeneration. Economics paper 7: Technical report - Environmental quality and amenity. Report prepared for Department for Communities and Local Government, UK. .*

Camobreco et al. 1999. Camobreco, V., Ham, R., Barlaz, M., Repa, E., Felker, M., Rousseau, C., Rathle, J. Life cycle inventory of a modern municipal solid waste landfill. Waste Management & Research (1999), 17, 394-408.

CECU. 2011. *Confederación de Consumidores y Usuarios. Estudio sobre la acogida del sistema SDDR en España. Informe de la investigación cuantitativa.*

CEDEX. 2010. *Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (2010) Manual de evaluación económica de proyectos de transporte. Ministerio de Fomento & Ministerio de Medio Ambiente y Medior Rural y Marino.*

Covec. 2016. *Evaluating the costs and benefits of introducing a container deposit system for New Zealand. Summary of analysis. Report prepared for the Packaging Forum's Public Place Recycling Scheme.*

CTME. 2012. *Centro Tecnológico de Miranda de Ebro. Life Cycle Inventory of Containers. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Marzo 2012.*

Dāce et al. 2013. *Dāce, E., Pakere, I. & Blumberga, D. (2013) Analysis of sustainability aspects of the packaging deposit-refund system in Latvia, Paper presented at Sustainable Development and Planning VI, WIT Transactions on Ecology and The Environment, 173: 729-740.*

DEFRA. 2011. *"Government Review of Waste Policy in England".* Departamento de Medio Ambiente, Agricultura y Alimentación.

Ecoembes. 2007. *Estudio para la determinación de la fórmula de pago de aplicación a la recogida selectiva de EELL. Septiembre 2007. .*

ECOEMBES. 2014. *Modelos de Gestión de Residuos Urbanos en el marco de la Ley 22/2011. 6 de octubre de 2014.* Obtenido de https://www.ecoembes.com/sites/default/files/archivos_estudios_idi/modelos_de_gestion_de_residuos_urbanos_en_el_marco_de_la

ECOEMBES. 2016. *Plantas de Selección de Envases Ligeros. Ed. Ecoembes. Madrid, 2016. .* Obtenido de https://www.ecoembes.com/sites/default/files/archivos_estudios_idi/plantas-de-seleccion-de-envases-ligeros.pdf

ECOEMBES Y ASPLARSEM (a). 2012. *Diseño de la nueva fórmula de pago por selección de envases ligeros en plantas automáticas. Abril 2012.* Obtenido de http://www.asplarsem.com/img/nfp_ecoembes_asplarsem.pdf

ECOEMBES Y ASPLASERM (b). 2012. *Diseño de la nueva fórmula de pago por selección de envases ligeros en plantas manuales, abril de 2012 .*

Ecoinvent. 2007. *Hischier R. Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers. Ecoinvent report Nº11, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.*

ECOVIDRIO. 2014. *Informe de Sostenibilidad Ecovidrio 2014.* Obtenido de http://www.ecovidrio.es/BlankSite/media/Docs/Memoria-2014.pdf?ext=.pdf

EEQ. 2015. *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2012-2013.* Obtenido de http://www.ecoentreprises.qc.ca/documents/pdf/caracterisation_2012-2013_rapport_synthese_fr_final.pdf

Ekvall, T. 2000. *"A market-based approach to allocation at open-loop recycling," Resources Conservation and Recycling, vol. 29, pp. 91-109, Apr 2000.*

ENT. 2016. *"Estudi sobre la viabilitat técnica, ambiental i econòmica de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) per als envasos de begudes d'un sol ús a Catalunya".* Realizado por ENT y encargado por la Generalitat de Catalunya.

EUETTI-UPC. 2012. *Escuela Técnica de Ingeniería. Universidad Politécnica de Cataluña. Life Cycle Inventory of Mechanical-Biological Treatment Plants for Municipal Solid Waste. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life!*

Eunomia. 2010. *Have We Got the Bottle? Implementing a Deposit Refund Scheme in the UK. Report for the Campaign to Protect Rural England (CPRE).*

Eunomia. 2011 (a). *Eunomia Research and Consulting (2011a) From waste to work: the potential for a deposit refund system to create jobs in the UK. Report prepared for the Campaign to Protect Rural England (CPRE).*

Eunomia. 2011 (b). *Eunomia Research and Consulting (2011b) Options and Feasibility of a European Refund System for Metal Beverage Cans: Appendix 3 to Final Report - Impacts Associated with Incompatibility. Report prepared for the European Commission.*

Eunomia. 2012. *"Evaluación de costes de introducción de un sistema de depósito, devolución y retorno en España".* Realizado por Eunomia y encargado por RETORNA. Obtenido de http://www.retorna.org/mm/file/Estudio%20Econ%C3%B3mico%20completo.pdf

Eunomia. 2015. *Eunomia Research and Consulting. A Scottish Deposit Refund System. Report for Zero Waste Scotland.*

Eurostat. 2016. *Informe Anual Reciclado de Residuos.*

EUROSTAT. 2017. *Harmonised indices of consumer prices (HICP). HICP (2015 = 100) - annual data (average index and rate of change) [prc_hicp_aind]. http://ec.europa.eu/eurostat/web/hicp/data/database (accedido el 24/01/2017).*

Exiobase Consortium. 2016. *Exiobase. http://www.exiobase.eu/ (accedido el 24/01/2017).*

FEMP. 2007. *Guía Técnica para la Gestión de Residuos Municipales y Limpieza Viaria.* Red Española de Ciudades por el Clima. Federación Española de Municipios y Provincias. Obtenido de http://www.fegamp.gal/sites/default/files/documentos/guiatecnica.pdf

FEMP. 2015. *Estudio sobre la situación actual de la gestión de residuos domesticos en España y propuestas para alcanzar los objetivos de reciclado 2020 recogidos en la Directiva 2008/98/CE.* Obtenido de http://femp.femp.es/files/566-1798-archivo/Informe.Ejecutivo.Residuos.2020_FEMP.Ver.06.pdf (accedido el 25/01/2017).

FEMP. 2016. Estudio de Evaluación del Impacto en la gestión municipal de la implantación obligatoria de un Sistema de Depósito, Devolución y retorno (SDDR). Obtenido de https://contrataciondelestado.es/wps/wcm/connect/523e6eed-03de-4543-91cb-37ba769543f5/DOC20160624094828Pliego+contratacion+estudio+SDDR.pdf?MOD=AJPERES

Flanigan et al. 2013. *Flanigan, L., Montalvo, T., & Frischknecht, R. An Analysis of Life Cycle Assessment in Packaging for Food & Beverage Applications.* UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.

Flemish Study. 2015. *INTRODUCTION OF A DEPOSIT ON ONE-WAY BEVERAGE PACKAGING: AN IMPACT ANALYSIS.* Done by Technum, in association with SuMA Consulting and CE Delft, and was completed (in Dutch), in November 2015. Obtenido de http://www.cedelft.eu/publicatie/introduction_of_a_deposit_on_one-way_beverage_packaging%3A_an_impact_analysis/1875

FOCUS. 2016. Valoración del sistema de retorno de envases SDDR – Fase cualitativa. Estudio realizado para Ecoembes y Ecovidrio.

FOCUS. 2017. Valoración del sistema de retorno de envases SDDR – Investigación cuantitativa: Informe final. Estudio realizado para Ecoembes y Ecovidrio.

FORWAST. 2010. *Schmidt J H. (2010). FORWAST: Documentation of the data consolidation, calibration and scenario parameterisation. Deliverable 6-1 of the EU FP6-Project FORWAST. http://forwast.brgm.fr/. Retrieved from http://lca-net.com/p/203.*

Freeman, R.E. 1984. *Strategic Management: A Stakeholder Approach. Pitman, Boston.*

Freeman, R.E. et al. 2010. *Freeman, R.E., Harrison, J.S., Wicks, A.C., Parmar, B.L. & de Colle, S. (2010) Stakeholder Theory: The State of the Art. Cambridge University Press, Cambridge.*

Galarraga et al. 2004. *Galarraga, I., Martín, I., Beristain, I. & Boto, A. (2004) El método de transferencia de valor (benefit transfer), una segunda opción para la evaluación de impactos económicos: el caso del Prestige, Ekonomiaz: Revista vasca de economía, Nº 57, pp. 30-45.*

GENCAT. 2015. *Pliego del concurso público de la Generalitat de Catalunya para la .* "Contractació d'un estudi sobre la viabilitat técnica, ambiental i econòmica de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) per als envasos de begudesd'un sol ús a Catalunya".

Gentil et al. 2009. Gentil, E., Clavreul, J., Christensen, T.H. 2009. Global Warming factor of municipal solid waste management in Europe. Waste Management and Research 27, 850-860.

Gerstmayr, B. 2012. Incompatibility of DRS with comprehensive selective collection systems. Lessons to be drawn from Germany (Oral Communication). *Jornada Técnica Hispack.*

GfK. 2014. *Estudio de segmentación, actitudes y usos de la población española en relación al reciclaje de vidrio 2014. Estudio realizado para Ecovidrio.*

GIB. 2016. *Pliego del concurso público del Govern de les Illes Balears para la "Contractació d'un estudi sobre la viabilitat técnica, ambiental i econòmica de la implantació d'un sistema de dipòsit, devolució i retorn (SDDR) per als envasos de begudes d'un sol ús.*

Guinée et al. 2002. *Guinée, J. B. (Ed.) 2002: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-Efficiency in Industry and Science, Vol. 7. 2002, 708 p., Softcover. ISBN: 1-4020-0557-1. .*

Hischier, R. 2007. Hischier, R. Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers. Ecoinvent report Nº11, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

Hooghe, L.; Marks, G. 2003. Unraveling the Central State, But How? Types of Multi-level Governance. *American Political Science Review, 97* 2, 233-243.

IAT. 2012. *Instituto Andaluz de Tecnología. Life Cycle Inventory of Lignt Containers Sorting Plants. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Mayo 2012.*

Inclam. 2012. *Huella de Carbono. Estudio comparativo de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el proyecto piloto de implantación de un Sistema de Recogida, Devolución y Retorno de Envases frente al Sistema de Gestión Integral actual.* Realizado por Inclam y encargado por RETORNA.

INÈDIT. 2011. *Análisis de Ciclo de Vida de la gestión de residuos de envases de PET, latas y briks mediante SIG y SDDR en España. .* Realizado por INÈDIT y encargado por RETORNA.

Infinitum. 2014. *Infinitum Annual Report.* Obtenido de http://infinitum.no/english/about-us

Institut Cerdà. 2012. Impactos económicos y ambientales de la implantación de un sistema de deposito devolución y retorno. Encargado por Ecovidrio a Institut Cerdà. (2012).

Institute for Sustainable Futures. 2001. *Independent Review of Container Deposit Legislation in New South Wales. Final Report, Volume II: Costs and benefits of container deposit legislation in NSW Report prepared for Minister for the Environment.*

Instituto APOLDA. 2016. Valoración del sistema de retorno de envases SDDR– Fase cuantitativa. Estudio realizado para Ecoembes y Ecovidrio.

INTERTEK RDC. 2011. *Réalisation d'une étude préparatoire à la mise en oeuvre d'un système de consigne sur les canettes de boissons en Belgique. Étude réalisée pour le compte de l'Office wallon des déchets.*

Ipsos Marketing. 2015. *Estudio de seguimiento anual de la evolución de los hábitos y actitudes de la población española frente a la separación de los residuos en origen y la recogida selectiva de envases. Estudio realizado para Ecoembes.*

IREAS. 2006. *"Proposal for Measures to Improve the System of Returnable Beverage Containers to Prevent Waste Generation".* IREAS (Instituto para la Política de Estructuras) y encargado por el Ministerio de Medio Ambiente.

ISR. 2009. *"Study on the Logistic of the German Compulsory Deposit System for One-Way Drinks Packaging".* Encargado por el Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos.

ISTAS. 2011. *Estimación del empleo potencial en la implantación y desarrollo de la primera fase del SDDR en España.* Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud.

Jolliet et al. 2003. *Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. and Rosenbaum, R. 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Int J. of LCA 8 (6) 324-330.*

Keep Scotland Beautiful. 2014. *Composition of litter in Scotland 2014. Estudio realizado para INCPEN.*

Lavee, D. 2010. *A cost-benefit analysis of a deposit-refund program for beverage containers in Israel, Waste Management, 30: 338-345.*

Layard et al. 2008. *Layard R, Nickell S, Mayraz G, The marginal utility of income. J Public Econ 92:1846–1857.*

LCA and Environmental Intelligence? 2009. *Environmental Science and Technology, 43*9, 2997.

LNEG. 2012. *Laboratório Nacional de Energia e Geologia. Life Cycle Inventory of Transfer Stations. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Mayo 2012.*

Luxton, T. et al. 2014. *Luxton, T., Carson, D., Evans, G., Kemper, M., Scheckel, K., Wright, S. & Thurston, H. (2014) Methods, Metrics, and Indicators Available for Identifying and Quantifying Economic and Social Impacts Associated with Beneficial Reuse Decisions: A*

Review of. A Review of the Literature. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-14/237.

MAGRAMA. 2011. *Mejores Técnicas Disponibles de referencia europea para la Incineración de Residuos. Documento BREF. Serie Prevención y Control Integrados de la Contaminación (IPPC). Madrid, 2011.* Obtenido de http://www.prtr-es.es/Data/images/

MAGRAMA. 2012. *Plan Piloto de Caracterización de Residuos Urbanos de Origen Domiciliario. Realizado por Applus. Julio 2012.* Obtenido de http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Informe_final_resultados_Plan_Piloto_Caracterizaci%C3%B3n_tcm7-277256.pdf

MAGRAMA. 2013. *Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de competencia municipal.* Obtenido de http://origin.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/memoriadegeneracionygestiondecompetenciamunicipal2013

MAGRAMA. 2016. *Programa de seguimiento de basuras marinas en playas- Informe de Resultados 2015.*

Margallo, M. 2014. *Life Cycle model of waste to energy technologies in Spain and Portugal. Tesis doctoral. Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular. Universidad de Cantabria. Santander.*

Marsden Jacob Associates. 2014. *Cost Benefit Study of a Tasmanian Container Deposit System. Final Report.*

McGregor Tan Research. 2015. *National Litter Index Annual Report 2014/2015. Report prepared for Keep Australia Beautiful National Association.*

Ministerio de Fomento. 2015. *Observatorio de costes del transporte de mercancías por carretera, Enero 2015. https://www.fomento.gob.es/NR/rdonlyres/75019EB9-D1D4-48DD-B58C-91FBD81E8E3B/129718/ObservatorioCostesMercanciasenero2015.pdf.* (accedido el 25/01/2017).

MSW Consultants. 2009. *2009 National Visible Litter Survey and Litter Cost Study. Report prepared for Keep America Beautiful.*

NAPCOR y APR. 2015. *2015 United States National Postconsumer Plastic Bottle Recycling Report.* Obtenido de https://plastics.americanchemistry.com/2015-United-States-National-Postconsumer-Plastic-Bottle-Recycling-Report.pdf

Nordic Council of Ministers. 2007. *Nordic guideline for Cost-Benefit Analysis in waste management.*

Observatorio del Consumo. 2006. *Estudio de mercado Observatorio del Consumo y la Distribuci y la Distribución Alimentaria. Informe Anual Informe Anual - Resultados 2006. Realizado por el Institut Cerdà para el Ministerio de Agricultura y Pesca. Alimentación y Medio Ambiente.* Obtenido de http://www.mapama.gob.es/es/alimentacion/temas/consumo-y-comercializacion-y-distribucion-alimentaria/informe_06_tcm7-8048.pdf

Observatorio del Consumo. 2011. *Observatorio del Consumo y la distribución Alimentaria-Resultados 2011. Ministerio de Agricultura y Pesca. Alimentación y Medio Ambiente.* Obtenido de http://www.mapama.gob.es/es/alimentacion/temas/consumo-y-comercializacion-y-distribucion-alimentaria/E-2751_Presentaci%C3%B3n_Observatorio_Consumo_-_2011_tcm7-197844.pdf

Ontario Stewarship. s.f.. *Blue Box Performance.* Obtenido de http://stewardshipontario.ca/blue-box-performance/

Packaging Ordinance - Verpackungsverordnung - VerpackV of 21 August 1998 (Federal Law Gazette I p. 2379) as last amended by the Fifth Amending Ordinance of 2 April 2008 (Federal Law Gazette I p. 2008.

PEMAR. 2015. *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 01/06/2015.* Secretaria de Estado de Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.

PES. 2015. *Estudio sobre el modelo de gestión de envases domésticos en España. .* Realizado por la Universidad de Alcalá de Henares, y la Universidad Politécnica de Madrid a través de la Cátedra Ecoembes y encargado por la Plataforma Envase y Sociedad.

PES. 2016a. *Estudio sobre el modelo de gestión de envases domésticos en la Comunidad Autónoma de las Islas Canarias. .* Realizado por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y encargado por la Plataforma Envase y Sociedad.

PES. 2016b. *Estudio sobre el modelo de gestión de envases domésticos en la Comunidad Autónoma de la Comunitat Valenciana. .* Realizado por la Universidad de Alicante y encargado por la Plataforma Envase y Sociedad.

PNUMA. 2012. *Informe de la 24ª Reunión de las Partes en el Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono.* Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente. UNEP/OzL.Pro.24/10.

POLCA-UPM. 2014. *Grupo POLCA-UPM. Detrminación del grado de calidad en la sustitución de material plástico virgen por reciclado, dentro del marco del proyecto FENIX LIFE 08/ENV/·/000135. Septiembre 2014. (informe confidencial del proyecto FENIX).*

Pré consultants. 2017. *SimaPro. https://simapro.com/ (accedido el 20 de febrero de 2017).*

PRECAT20. 2014. *Programa general de prevenció i gestió de residus i recursos de Catalunya 2013-2020. .* ARC y Institut Cerdà.

Prognos. 2007. *Effects of deposits on beverage packaging in Germany. Study commissioned by The Association of European Producers of Steel for Packaging (APEAL), Ball Packaging Europe Holding GmbH & Co. KG and Stichting Kringloop Blik (SKB).*

PwC & WCS. 2011. *PricewaterhouseCoopers (PwC) & Wright Corporate Strategy (WCS) (2011) Attachment C: Cost benefit analysis report. Report prepared at the request of the Standing Council on Environment and Water (SCEW) Australia.*

PwC. 2010. *PricewaterhouseCoopers (PwC) (2010). Estimating consumers' willingness to pay for improvements to packaging and beverage container waste management. Report prepared for the Environment Protection and Heritage Council (EPHC).*

PwC. 2011. *PricewaterhouseCoopers (PwC) (2011) Reuse and Recycling Systems for Selected Beverage Packaging from a Sustainability Perspective. Study conducted for Deutsche Umwelthilfe e.V.*

RDC Environment. 2008. *"Report on the Economic and Environmental impact of a Deposit System for Beverage Packaging and the Recycling of Plastic Packaging".* ADEME (Agencia Francesa de Medio Ambiente).

RDC Environment. 2011. *Évaluation contingente du coût des désagréments visuels causés par les canettes dans les déchets sauvages en Wallonie. Raport final. Etude pour l'Office Wallon des Déchets. .*

Reclay StewardEdge Inc. 2014. *Appendix B: Cost-Benefit Analysis of a Recycling Refund System in Minnesota. Report prepared for the Minnesota Pollution Control Agency.*

Retolaza, J.L. & San-Jose, L. 2011. *Social economy and stakeholder theory, an integrative framework for socialization of the capitalism, CIRIEC-España. Revista de Economía Pública, Social y Cooperativa, Nº 73, pp. 193-213.*

Retolaza, J.L. 2014. Retolaza, J.L., Ruiz-Roqueñi, M., San-Jose, L. & Barrutia, J. Cuantificación del valor social: propuesta metodológica y aplicación al caso de Lantegi Batuak. Zerbitzuan: Gizarte zerbitzuetarako aldizkaria. *Revista de Servicios Sociales, 55*, 17-33.

Retolaza, J.L. et al. 2015. *Retolaza, J.L., San-Jose, L. & Ruiz-Roqueñi, (2015) Monetarizing the social value: theory and evidence, CIRIEC-España. Revista de Economía Pública, Social y Cooperativa, Nº 83, pp. 43-62.*

Retorna & FPRCR. 2013. *Retorna y Fundació per a la Prevenció de Residus i el Consum Responsable (2013) Informe de la implantación temporal de un SDDR en Cadaqués.*

Rhodes, R.A.W. 1997. Understanding Governance: Policy Networks, Governance, Reflexivity and Accountability. *UK: Open University Press, Buckinghan*.

Rigamonti et al. 2009. Rigamonti, L., Grosso, M., Sunseri, M.C, 2009. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. Int J Life Cycle Assessment (2009) 14: 411-419.

Roesgen S. 2016. *Comunicación Oral de Stephan Roesgen (vicepresidente de asuntos regulatorios de Ardagh Group) en la jornada "Viabilidad de un SDDR obligatorio en la Comunitat Valenciana" organizada por la Plataforma Envase y Sociedad, el 14 de julio de 2016. .*

Rosenbaum et al. 2008. *Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Köhler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z. (2008).* USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, 13(7): 532-546, 2008.

RW TÜV. 1998. *RW TÜV Anlagentechnik GmbH (RW TÜV) (1998) Littering in Deutschland. Zahlen, Daten, Fakten. Studie des RW TÜV zum Aufkommen von nicht bestimmungsgemäß entsorgten Abfällen in öffentlichen Bereichen Deutschlands.*

Schmidt. 2010. FORWAST: Documentation of the data consolidation, calibration and scenario parameterisation. Deliverable 6-1 of the EU FP6-Project FORWAST. http://forwast.brgm.fr/. Retrieved from http://lca-net.com/p/203.

Scottish Government. 2010. *The Composition of Municipal Solid Waste in Scotland. Final Report for Zero Waste Scotland and Natural Scotland. April 2012. Disponible online en:.* Obtenido de http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Scotland_MSW_report_final.pdf

Sismega. 2011. *"Implantación de un SDDR Obligatorio para Envases de Bebidas de Un Solo Uso, Consecuencias Económicas, Ambientales y de Gestión".* Estudio encargado por Ecoembes.

Tecnoma. 2013. *"Estudio para la cuantificación del impacto en la gestión municipal de la implantación de un sistema de depósito, devolución y retorno (SDDR) para envases de bebidas". Estudio encargado por la Federación Española de Municipios y Provincias.* Estudio encargado por la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP) y desarrollado por Tecnoma. .

The Treasury. 2015. *Guide to Social Cost Benefit Analysis. The Treasury, New Zealand Government.*

Thomas, B. 2005. Thomas, B., & McDougall, F. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production, 13*3, 321-326.

Tim Barnes . 2010. *What's littering Britain? A survey of British litter. Litter Heroes.*

TOBIN Consulting Engineers. 2014. *Litter Monitoring Body – System Results 2014. Report prepared for Department of the Environment, Community and Local Government.*

Trinity. 2013. *"A Packaging Levy for Ireland?".* Gobierno de Irlanda y realizado por el Trinity College (Dublín) y el Instituto de Investigación Económica y Social.

UBA. 2010. *Evaluación de la ordenanza sobre envases. Valoración del sistema de depósito. Informe UFOPLAN-Ref. Nº 3708 93 303.* Agencia Federal de Medio Ambiente de Alemania (UBA).

UBA y GVM. 2015. *Abfüllung von Getränken in Mehrweg - und ökologisch vorteilhaften Einwegverpackungen in Deutschland für die Jahre 2012 und 2013.*

UCE. 2011. La gestión de residuos: análisis de una nueva regulación y nuevos sistemas de gestión-Informe Interno de la Unión de Consumidores de España. Obtenido de http://www.uniondeconsumidores.info/uploads/Informe%20SDDR.pdf

UC-SOSPROCAN. 2012. Unidad de Sostenibilidad de la Producción de Cantabria. Universidad de Cantabria. Life Cycle Inventory of Packaging Waste Incineration. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Mayo 2012.

UE. 2004. Impact Assessment on the Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste and the immediate implementing measures. Non-official document. DG environment. Brussels. 2004.

UE-JRC. 2010a. *Life cycle thinking and assessment for waste management. Environment policy and protection of the environment. European Commission. Joint Research Centre. ISBN: 978-92-79-14358-8 DOI: 10.2779/92638.*

UE-JRC. 2010b. *European Commission – Joint Research Centre 2010 International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union.*

UMA & UC3M. 2012. *Par Tres Egabrense, Universidad de Málaga (UMA) & Universidad Carlos III (UC3M) (2012) El impacto generado sobre la creación de empleo por la puesta en marcha del sistema integrado de gestión (SIG) de envases ligeros y residuos de envases ligeros.* Estudio realizado para Ecoembes.

UMA & UC3M. 2015. • *Par Tres Egabrense, Universidad de Málaga (UMA) & Universidad Carlos III (UC3M) (2015) Estimación del empleo generado por las demandas del Sistema Integrado de GestiónEcovidrio. Estudio realizado para Ecovidrio.*

UNEP. 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products.* Produced by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative at UNEP, CIRAIG, FAQDD and the Belgium Federal

Public Planning Service Sustainable Development.: Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development. Obtenido de http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines_sLCA.pdf (accedido el 31/01/2017)

Universidad de Praga. 2008. *"Economic Analysis of Intended Beverage Container Deposit System in the Czech Republic (PET bottles and cans)".* Realizado por la Universidad de Praga y encargado por el IEEP.

Universität Basel . 2004. *Litteringstudie Teil I. Auswertung und Synthese aller Datenaufnahmen.*

UPM & UAH. 2015. • *Universidad Politécnica de Madrid (UPM) & Universidad de Alcalá de Henares (UAH) (2015) Estudio comparativo de los modelos de gestión de envases domésticos en España, Bélgica, Alemania y Noruega. Estudio realizado para Plataforma Envase y Sociedad.*

UPM. 2014. *Guía Técnica sobre la Gestión de Residuos Municipales. Ed. Fundación Conde del Valle Salazar. E.T.S.I Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, 2014. ISBN-10. 84-96442-59-4.*

USC. 2012. Universidad de Santiago de Compostela. Life Cycle Inventory of Landfilling. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Diciembre 2012.

USJ. 2012. *Universidad San Jorge. Life Cycle Inventory of Pretreatment and Glass Recycling. Documento confidencial del Proyecto LIFE+ FENIX, Giving Packaging a new Life! Diciembre 2012.*

Vagt, H. 2007. Vagt, H., Jacob, K. Zieschank, R., D.3 Position Paper. LCA for Sustainability Governance. Requirements. CALCAS (Co-ordination Action for innovation in Life Cycle Analysis for Sustainability) Project.

Van Zelm et al. 2008. *Van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs,J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D. (2008).* European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric Environment, 42, 441-453.

Verpackungsverordnung. 2008. Ordinance on the Avoidance and Recovery of Packaging Wastes (Packaging Ordinance - Verpackungsverordnung - VerpackV) of 21 August 1998 (Federal Law Gazette I p. 2379) as last amended by the Fifth Amending Ordinance of 2 April 2008 (Federal Law Gazette I . *p.531)*.

Vigsø, D. 2004. *Deposits on single use containers - a social cost-benefit analysis of the Danish deposit system for single use drink containers. Waste Management & Research, 22: 477–487.*

Walloon Study. 2011. *Réalisation d'une étude préparatoire à la mise en oeuvre d'un système de consigne sur les canettes de boissons en Belgique.* The Walloon study was performed by an association of two consultancies, Intertek and RDC Environment, and was completed in December 2011.

Wardman et al. 2011. *Wardman, M., Bristow, A., Shires, J., Chintakayala, P. & Nellthorp, J. (2011) Estimating the Value of a Range of Local Environmental Impacts. Report prepared for Department for Environment, Food and Rural Affairs. Institute for Transport Studies, Univer.*

Waste Not Consulting . 2015. *National Litter Survey 2014-2015. Summary of Results.*

Weidema B.P. 2009. *Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. Ecol Econ 68(6):1591–1598.*

Weidema, B. P. 2016. The social footprint – A practical approach to comprehensive and consistent social LCA. *Publicado online en International Journal of Life Cycle Assessment. DOI 10.1007/s11367-016-1172-z*. doi:DOI 10.1007/s11367-016-1172-z

Wood et al. 2015. *Wood R, Stadler K, Bulavskaya T, Lutter S, Giljum S, de Koning A, Kuenen J, Schütz H, Acosta-Fernández J, Usubiaga A, Simas M, Ivanova O, Weinzettel J, Schmidt J H, Merciai S, Tukker A (2015).* Global Sustainability Accounting—Developing EXIOBASE for Multi-Regional Footprint Analysis. Sustainability 2015, 7, 138-163.

WRI. 2011. *GHG Protocol for products (2011). Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard.* World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development, September 2011.

LEGISLACIÓN Y ESTÁNDARES

CEN/TR 13910:2009. s.f.. Packaging — Report on criteria and methodologies for life cycle analysis of packaging.

COM (2015) 0614. 2015. *Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular.*

Comunicación (2003)302, de 18.6.2003. Comunicación de la comisión al consejo y al parlamento europeo - Política de Productos Integrada - Desarrollo del concepto del ciclo de vida medioambiental.

Comunicación (2005)666. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. *Taking sustainable use of resources forward: A Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste. COM (2005)666, 21.12.2005*.

Comunicación 2009/C 107/01. de la Comisión, de 9 de mayo de 2009, SOBRE "Envases de bebidas, sistemas de depósito y libre circulación de mercancías". Obtenido de http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52009XC0509(01)&from=EN

Directiva 2004/12/CE. Amendment to Packaging Directive (2004/12/EC): Directive 2004/12/EC of the European Parliament and of the Council of 11 February 2004 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. *Statement by the Council, the Commission and the European Parliament. Official Journal of the European Union L 47, 18.2.2004.*

Directiva 2008/98/CE. del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. DOUE-L-2008-82319.

Directiva 94/62/CE. European Parliament and Council Directive 94/62/EC of 20 December 1994 on packaging and packaging waste. Official Journal of the European Union L 365, 31.12.1994.

ISO 14020. Environmental Labelling: General Principles.

ISO 14025:2007. Etiquetas y declaraciones ambientales. Declaraciones ambientales tipo III. Principios y procedimientos.

ISO 14040 (1997). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework (1997).*

ISO 14040:2006. Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework.

ISO 14044:2006. Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines (2006).

ISO 14067:2013. Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organisation for Standardisation, Geneva.

Ley 11/1997 de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases. BOE-A-1997-8875.

Ley 22/2011 de residuos. 2011. de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE-A-2011-13046.

Ley 22/2011 de residuos de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE-A-2011-13046.

Packaging Ordinance - Verpackungsverordnung - VerpackV of 21 August 1998 (Federal Law Gazette I p. 2379) as last amended by the Fifth Amending Ordinance of 2 April 2008 (Federal Law Gazette I p. 2008.

Real Decreto 1481/2001. *Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE núm. 25, de 29 de enero de 2002, páginas 3507 a 3521.*

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.

Real Decreto 782/1998 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.

ANEXOS

ANEXO 1.1 PANEL DE PARTES INTERESADAS

Las partes interesadas (entidades, organizaciones y asociaciones afectadas por las conclusiones del estudio) son consultadas a lo largo de todo el proyecto principalmente mediante un panel de partes interesadas, que se reúne periódicamente con el equipo ejecutor del proyecto, para hacer un seguimiento del mismo.

Para asegurar el buen funcionamiento del panel, éste debe tener un tamaño máximo, ya que un grupo demasiado extenso provocaría reuniones interminables y/o participantes no activos para no alargar las reuniones, perdiéndose su input y la riqueza de las discusiones.

Además de las del panel, también se consultará a otras partes interesadas, que irán incorporándose al conocimiento del proyecto a medida que se establezca la necesidad y/o se llame la atención sobre su relevancia respecto al proyecto.

- ADMINISTRACIONES PÚBLICAS
    - FEMP (Federación Española de Municipios y Provincias) – Luis Mecati, Secretario de la Comisión de Medio Ambiente y Salud Pública / Ricardo Luis Izquierdo, Director Técnico de Medio Ambiente en Ayuntamiento de Fuenlabrada.
    - DTES-GC (Departament de Territori y Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya) – Mireia Cañellas, Responsable de Desarrollo Sostenible.
    - ARC-GC (Agència de Residus de Catalunya, Generalitat de Cataluña) – Francesc Giró, Adjunto a Dirección.
    - CARP-GIB (Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears) – Miquel Colom, Jefe del Servicio de Residuos.
    - Ayuntamiento de Madrid - Víctor Manuel Sarabia Herrero, Director General de Servicios de Limpieza y Residuos.
    - Cámara de Comercio de Valencia - Rafael Mossi, jefe de servicios, industria y medio ambiente.
    - Comunidad de Madrid - Alberto Manzano, jefe de servicio de área de infraestructuras.
- COMERCIO Y DISTRIBUCIÓN
    - CEC (Confederación Española de Comercio) – Manuela Hernández, Secretaria.
    - ACES (Asociación de Cadenas Españolas de Supermercados) – María Segura de la Monja, Responsable de Seguridad Alimentaria y Medio Ambiente.
    - ANGED (Asociación Nacional de Grandes Empresas de Distribución) – Idoia Marquiegui, Directora de Medio Ambiente, Calidad y Seguridad Alimentaria.

- ASEDAS (Asociación Española de Distribuidores de Autoservicio y Supermercados) –María Martínez-Herrera, Responsable de comunicación / Antoni de Ribera, Secretario General Técnico.

- CONSUMIDORES Y AMAS DE CASA
  - UCEX (Unión de Consumidores de Extremadura) – Maria Eulalia Bermejo, Responsable de Administración, Prensa y Comunicación.
  - A.A.C.C.U. (Asociación Amas de Casa y Consumidores-Usuarios de la Comunidad de Madrid) - Ascensión Cerezo, presidenta / María Ricote Lázaro, técnica.
  - OCU (Organización de Consumidores y Usuarios) – Belén Ramos, Responsable del área de Medio Ambiente.
- ENVASADORES
  - ANEABE (Asociación Nacional de Empresas de Aguas de Bebida Envasadas) – Raquel Zapatera y Maite Carbonell, Departamento Técnico ANEABE.
  - ANFABRA (Asociación de Bebidas Refrescantes) –Ana Escudero, Secretaria General.
  - FIAB (Federación Española de Industrias de Alimentación y Bebidas) – Paloma Sánchez, Directora de Competitividad y Sostenibilidad / Paula Cinto, Técnico Sostenibilidad.
  - GRUPO BONMACOR. Agustín Roqué, Director División.
  - BARDINET – José Martí, Subdirector General.
  - Institut del Cava – María del Mar Torres, Gerente.
  - Cerveceros de España – Eduard Tena, Representante.
  - ECOACERO (Asociación Ecológica para el Reciclado de la Hojalata, fabricantes y envasadores de acero) - Juan Pedro López, Secretario General Asociaciones.
  - TETRAPAK - Victor Marcos San Pedro, Director de Medio Ambiente para España, Portugal y Francia.
- RESTAURACIÓN Y HOSTELERÍA
  - FEHR (Federación Española de Hostelería) – Beatriz Cecilia, Project Manager.
- RECICLADORES
  - ANEP (Asociación Nacional del envase de PET)- Antonio Balairón, Director General.
  - ANAREVI (Agrupación Nacional de Reciclado de Vidrio) – Lucrecia Marín, Secretaria General / Manuel Villena, representante de Daniel Rosas S.A. (empresa asociada).

- RECUPERADORES Y PLANTAS DE SELECCIÓN
    - ASPLARSEM (Asociación de Empresas de Recuperación y Selección de Envases de Residuos Municipales) – Carlos Rodríguez, Secretario General Técnico de ASPLARSEM.
    - Parque Tecnológico Valdemingómez - Miguel Ángel Baquedano, director general / María Isabel García, subdirectora general de P.T. Valdemingómez.
- SCRAPs
    - ECOVIDRIO – Sandra Anguiano, Responsable de Asuntos Públicos y Relaciones Institucionales / José Manuel Núñez, dirección general Ecovidrio.
    - ECOEMBES – Juan Ramón Meléndez, Jefe del departamento de Relaciones Institucionales / Jose Luis Moreno, Jefe del departamento de Innovación / Jordi Pietx, Gerente área de Cataluña e Islas Baleares / Julio López, gestor departamento Relaciones Institucionales / Mercedes Díaz Cobo, gestora Relaciones Institucionales / Silvia Ayerbe, Análisis Estratégico de Negocio.

ANEXO 1.2. PANEL DE EXPERTOS INDEPENDIENTES

Los Expertos integrantes del Panel de Revisión Crítica (PRC) se han involucrado al final del proyecto, una vez se ha dispuesto de un borrador completo.

Presidente:

Prof. PhD Michael Hauschild (Danish Technical University)

Secretaria:

Dra. Alba Bala (Cátedra UNESCO, ESCI-UPF).

Revisores del ámbito ambiental:

Prof. PhD Michael Hauschild (Danish Technical University, DK)

Julio Rodrigo (Universitat Rovira i Virgili)

Dr. Rubén Aldaco (Universidad de Cantabria)

Revisores del ámbito económico:

Dr. Josep Maria Raya (Universitat Pompeu Fabra)

Dra. Laura Riesgo (Universidad Pablo Olavide)

Revisores del ámbito social:

Metodología de la huella social:

Dra. Yolanda Lechón (CIEMAT)

Metodología del valor social integrado:

Dr. Enric Pol (UB)

Charles Castro (ECODES)

Dra. Purificación Granero Gómez (Universidad de Alcalá)

Revisor del estudio de incertidumbre:

A concretar.

ANEXO 6.1. ESTUDIO SOBRE EL REPARTO AUTONOMICO DEL CONSUMO DE ENVASES ADHERIDOS

En abril de 2014 se presentó el estudio realizado por Nielsen, Imedes y Par Tres de "Reparto Autonómico del Consumo de Envases Adheridos" con información relativa a 2013 (Nielsen, 2013). En él se procedió a una profunda revisión del estudio que, para el mismo propósito, venía realizando Nielsen, con objeto de reforzar una serie de aspectos:

- La venta de productos en el sector HORECA y en el comercio tradicional
- Mejorar el reporte de los productos "no-alimentación"
- Ampliar la cobertura de productos estudiados

Además, previamente, en 2008, la asignación de pesos de material se realizaba por el elemento principal del envase para un conjunto de productos definidos a priori. En el futuro, para poder realizar la asignación de pesos aplicando a las declaraciones anuales de envases que reciben Ecoembes y Ecovidrio para cada código de producto y asignar el reparto de las ventas por Comunidad Autónoma, debía estar incluido el material de envase que acompaña al elemento principal.

Para lograr estos objetivos, se formó un Grupo de Trabajo con los responsables de residuos de las Comunidades Autónomas para supervisar los trabajos del equipo consultor, y garantizar que conjuntamente se obtenga la mejor estimación posible del reparto porcentual del consumo de envases domésticos por CCAA, y elaborar el mejor indicador del reparto porcentual por CCAA de los envases adheridos a SCRAP.

Conceptualmente, las fuentes utilizadas en el estudio fueron las siguientes:

- FUENTE 1: Ventas porcentuales - NIELSEN
- FUENTE 2: Estimaciones de ventas en otros canales – IMEDES – PAR TRES
- FUENTE 3: Pesos de materiales - ECOEMBES y ECOVIDRIO (por la vía de las declaraciones recibidas de las empresas envasadoras e importadores).

Nielsen participó proporcionando información sobre las ventas de productos de gran consumo realizadas en el territorio nacional en el periodo analizado, a través de su panel de detallistas con una cobertura de 301.482 establecimientos y analizando 117 categorías de producto envasado:

Los universos cubiertos en este estudio de Nielsen fueron:

- Hipermercados y Supermercados > 100m2
- Supermercados 100m2 y tiendas de despacho Tradicional
- Droguería y perfumería libre servicio
- Establecimientos de Cash and Carry
- Establecimientos de Hostelería y Restauración

Estos datos de Universos se mantienen actualizados en base a dos metodologías:

- Censo completo: Se conoce con exactitud el número de establecimientos: hipermercados, supermercados > 100m2, estaciones de Servicio, Cash and Carry.
- Censo muestral: Análisis de una muestra de secciones censales del INE y extrapolado al resto.

Nielsen tiene registrados y codificados los códigos EAN de productos de gran consumo comercializados en estos canales. Existen acuerdos de colaboración con las cadenas de distribución y con establecimientos individuales.

La recogida de la información se realiza a nivel referencia a través de dos metodologías dependiendo del canal:

Se analizaron 117 categorías de productos de gran consumo envasado.

La información hace referencia al volumen total de producto vendido para cada categoría medido en unidades equivalentes (kilogramos/ litros)

Para las categorías de productos más relevantes en la generación de residuos(bebidas), se ha detallado la información en función del tipo de envase principal (brik, lata, vidrio, plástico, etc.) Estas categorías son:

- Cerveza
- Bebidas refrescantes
- Bebidas de alta graduación
- Vino
- Agua
- Leche
- Zumo y néctar

IMEDES, por su parte, estimó las ventas en otros canales utilizando la metodología que sigue:

FASE I:

A. Recopilación de los consumos totales en el mercado español. Fuentes:
   i. Asociaciones sectoriales:
      a. Asociación Nacional de Empresas de Aguas de Bebidas Envasadas (ANEABE)
      b. Asociación de Bebidas refrescantes y refrescos (ANFABRA)
      c. Cerveceros España
      d. Federación Española del Vino (FEV) y Fundación Observatorio Español del Mercado del Vino (OEMV)
      e. Federación Española de Bebidas Espirituosas (FEBE)
      f. Federación Nacional de Industrias lácteas (FENIL)
   ii. Datos recopilados por Nielsen
   iii. Bases de datos de Ecoembes.

B. Recopilación de los datos de los litros consumidos en el hogar y en HORECA
   Mismas fuentes completándose con datos existentes en la base de datos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). Asimismo, se tuvieron en cuenta los datos incorporados en la memoria de MERCASA (2012) así como el informe Brattle.

C. Análisis de coherencia

D. Asociación de tipo de envase a los litros consumidos. Fuentes:
   i. Organizaciones sectoriales para las siguientes bebidas: Aguas, bebidas refrescantes y cervezas.
   ii. Otras fuentes: cuando se carecía del dato del sector o era de difícil interpretación, la asignación de litros- envases- se ha realizado en función de los datos que, para el libre servicio y para HORECA, ha suministrado Nielsen.

E. Reparto de los consumos de unidades físicas en HORECA por materiales de envases y por Comunidad Autónoma.

FASE II:

A. Reparto toneladas envases de bebidas del hogar: los datos de las ventas totales al hogar tienen como fuente el MAGRAMA y las ventas del comercio tradicional corresponden a datos de Instituto Nacional de Estadística (INE), CNAE 472. Las ventas del libre servicio , en euros, se obtienen por diferencia.

B. Reparto de las toneladas de envases utilizados en productos de perfumería y droguería

C. Reparto de las toneladas de envases utilizados con la alimentación seca y fresca consumida en el hogar: los datos de las ventas totales se obtienen del MAGRAMA y las del comercio tradicional se obtienen del INE, CNAE 472 y las del libre servicio por diferencia.

D. Reparto de las toneladas de envases utilizados en el resto de productos: Salvo el tabaco, que se considera que se vende mayoritariamente en establecimientos tradicionales (estancos y otros….), el resto de las toneladas se reparten entre el libre servicio y el comercio tradicional en función del volumen de ventas de cada uno de ellos. Dichos volúmenes de ventas se obtienen de los datos del INE, códigos CNAE 474-477.

FASE III

A. Reparto Sectorial: A partir de los cálculos realizados en la fase I y II se obtiene el reparto sectorial, que nos da una idea del reparto de los envases puestos en el mercado por sectores: libre servicio, comercio tradicional y HORECA.

FASE IV

Reparto de las toneladas de envases puestas en el mercado por comunidad Autónoma:

A. Toneladas de envases de productos consumidos a través de HORECA: Se ha partido del porcentaje de toneladas calculado en la fase tres para HORECA y de los datos de las estadísticas del INE (Encuesta Anual de Servicios, Petición a medida con coste económico) relativas al consumo de materias primas en hostelería y restauración, asi como del volumen de negocio por locales en dichos sectores. A partir de estos valores, y teniendo en cuenta otros factores, tales como el número de pernoctaciones, se obtiene la distribución por comunidades autónomas de las toneladas de envases puestos en el mercado a través de este sector.
B. Toneladas de envases de productos de alimentación y bebidas consumidos a través del libre servicio y del comercio tradicional. Nielsen.
   - Toneladas de envases del resto de productos.
     i. Perfumería y droguería: Nielsen.
     ii. Tabaco: Comercio al por menor de productos de tabaco en establecimientos especializados. Código CNAE (2009), 4726.
     iii. Papelería y prensa: Comercio al por menor de productos de periódicos y artículos de papelería en establecimientos especializados. Código CNAE (2009): 4762.
     iv. Parafarmacia: Comercio al por menor de productos farmacéuticos en establecimientos especializados. Código CNAE (2009), 4773. No existen datos oficiales disponibles sobre las ventas de productos farmacéuticos registrados en España, con lo que se considera el reparto de la población registrada por cada C.A, corregida por el efecto turismo. Se utilizan las Cifras oficiales de la población resultantes de la revisión del Padrón municipal a 1 de enero de 2013, así como las Encuestas de ocupación Hotelera/ Campings/ Apartamentos Turísticos/ Alojamiento Turismo Rural, ambos disponibles en el INE.
     v. Otros productos: Electrodomésticos, mobiliario, textil, calzado, telefonía y otros se encuadra dentro de los códigos 474, 475,476 y 477 de la última Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE, 2009). Petición a medida formulada al INE (con coste económico)sobre la información a 3 dígitos de los Grupos 473 y 474-479, de forma agrupada, según actividad de los locales y por Comunidad Autónoma.

Como resultado de la agregación de toda esta información, se obtuvieron los siguientes resultados:

COEFICIENTE ADHESION POR CCAA								
CCAA	PLASTICOS	PAPEL/ CARTON	CARTON BEBIDAS	METALES	MADERA/ CORCHO	OTROS+ CERAMICA	VIDRIO	Total general
ANDALUCIA	17,95%	17,09%	16,42%	18,19%	16,87%	18,39%	18,55%	18,02%
ARAGON	2,76%	2,79%	2,71%	2,93%	2,95%	2,60%	2,43%	2,63%
ASTURIAS	2,14%	2,26%	2,45%	2,01%	2,16%	2,46%	2,57%	2,36%
BALEARES	2,98%	2,74%	2,28%	2,58%	2,92%	2,47%	2,62%	2,70%
CANARIAS	5,79%	5,23%	5,88%	5,33%	4,79%	5,21%	6,35%	5,90%
CANTABRIA	1,41%	1,40%	1,61%	1,37%	1,28%	1,52%	1,84%	1,61%
CASTILLA Y LEON	4,82%	5,09%	5,62%	4,68%	4,92%	5,04%	5,61%	5,25%
CASTILLA LA MANCHA	4,28%	4,05%	4,32%	4,72%	3,91%	3,90%	3,87%	4,10%
CATALUÑA	16,91%	16,79%	16,91%	15,35%	17,31%	15,99%	15,08%	15,90%
CEUTA	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%
VALENCIANA	11,88%	11,19%	10,21%	12,26%	11,95%	10,65%	10,30%	11,00%
EXTREMADURA	2,07%	2,06%	2,33%	2,25%	1,89%	2,18%	2,04%	2,09%
GALICIA	5,17%	5,42%	5,58%	4,61%	5,02%	5,74%	5,80%	5,46%
LA RIOJA	0,74%	0,74%	0,83%	0,69%	0,69%	0,77%	0,83%	0,78%
MADRID	12,60%	13,90%	13,46%	14,24%	14,38%	13,50%	11,42%	12,51%
MELILLA	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%	0,18%
NAVARRA	1,23%	1,34%	1,47%	1,29%	1,31%	1,38%	1,63%	1,45%
PAIS VASCO	4,23%	4,83%	5,07%	4,31%	4,60%	5,14%	6,09%	5,23%
MURCIA	2,69%	2,73%	2,49%	2,83%	2,70%	2,69%	2,62%	2,67%
Total general	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**	**100,00%**

ANEXO 6.2 ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DE MATERIAL RECUPERADO ETMR EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE PLÁSTICO PET EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Envases de PET (se admiten todos los colores) procedentes de recogida selectiva ≥95,50% (incluidos etiquetas y tapones que formen parte del envase tras el prensado). Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios <4,50% con límite máximo para las siguientes fracciones de: •PVC (botellas completas y fragmentos) <0,25% •metales <0,25% •suma de otros materiales plásticos y otras impurezas < 4,00%
Condiciones de entrega	Los envases deben haber sido pinchados En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥190,00 kg/m^3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 10,00 toneladas)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE PLÁSTICO PEAD EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Botellas y bidones de PEAD procedentes de recogida selectiva ≥90,00% (incluidos etiquetas y tapones que formen parte del envase tras el prensado). Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios < 10,00% con límite máximo para las siguientes fracciones de: •cauchos siliconas, espumas poliestireno y poliuretano < 0,05% •envases de otras poliolefinas y de otros materiales plásticos (excepto cauchos, siliconas, espumas poliestireno y poliuretano) < 7,00% •metales <0,50% •papel/cartón, cartón bebidas/alimentos (brik) y otras impurezas <2,00%
Condiciones de entrega	En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥210,00 kg/m^3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 10,00 toneladas)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE PLÁSTICO MEZCLA EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Envases de plástico procedentes de recogida selectiva, no reclamados en otras fracciones ≥80,00% (incluidos etiquetas adheridas y tapones que aún formen parte del envase tras el prensado). Esta fracción incluye, por tanto: •envases de PEAD no incluidos en su fracción de acuerdo a la ETMR del PEAD •envases de PET no incluidos en su fracción de acuerdo a la ETMR del PET •envases de Film no incluidos en su fracción de acuerdo a la ETMR del Film •resto de envases plásticos sin fracción específica (PVC, polipropileno, poliestireno, etc...) Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios <20,00% con límite máximo para las siguientes fracciones de: •envases plásticos que deben incluirse en sus fracciones respectivas (PET, PEAD y Film) <10,00% •otros materiales plásticos no envases <10,00% •metales, papel/cartón, cartón/bebidas(brik) y otras impurezas <4,00%
Condiciones de entrega	En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥210,00 kg/m^3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 10,00 toneladas)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE PLÁSTICO FILM EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Envases flexibles de film (bolsas y films de embalaje, incluido el film extensible y el film retráctil) procedentes de recogida selectiva ≥82,00% (incluidas las etiquetas que formen parte del envase tras el prensado).
Impropios	Impropios <18,00% con límite máximo para las siguientes fracciones de: •PET <1,00% •cauchos siliconas, espumas de poliestireno y poliuretano < 0,05% •metales <1,50% •papel/cartón, cartón bebidas/alimentos (brik) < 2,50% •otras impurezas < 9,00% •Humedad < 5,00%
Condiciones de entrega	En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥250,00 kg/m^3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 15,00 toneladas)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE BRIK/ALIMENTOS EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Cartones para bebidas/alimentos líquidos procedentes de recogida selectiva ≥95,00% (incluidos los tapones que formen parte del envase tras el prensado). Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios <5,00% con límite máximo para las siguientes fracciones de: •otros envases <3,00% •otros impropios <2,00% Humedad <10,00%
Condiciones de entrega	En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥400,00 kg/m^3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 20,00 toneladas)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES METÁLICOS DE ALUMINIO EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Envases de aluminio procedentes de recogida selectiva ≥90,00% (incluye humedad y todo aquello que forme parte del propio envase). Contenido de envases aluminio laminar monomaterial ≤ 5,00%.
Impropios	Total de impropios <10,00% con límite máximo para las siguientes fracciones de: •metales férricos libre = 0,00% •metales no férricos <3,00% •plásticos, papel/cartón, cartón/bebidas (brik) y laminados complejos <4,00% (en ningún caso estas fracciones podrán superar por separado el 2,00%) •finos y otros <3,00 % *porcentajes referidos al material húmedo*
Condiciones de entrega	Compactado en forma de paquetes o balas. Densidad aparente ≥500,00 kg/m^3. Los paquetes/balas deben resistir la manipulación industrial. Entrega mínima: 5,00 toneladas en plantas con entradas anuales <3.000,00 toneladas 10,00 toneladas en plantas con entradas anuales ≥3.000,00 toneladas

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES METÁLICOS DE ACERO EN PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES LIGEROS.	
Material solicitado	Contenido férrico magnético ≥ 90,00% (incluye humedad y todo aquello que forme parte del propio envase).
Impropios	Impropios <10,00%
Condiciones de entrega	Compactado en forma de paquetes o balas. Recomendable en paquetes/balas de 50,00 kg mínimo y 500,00 kg máximo. Los paquetes/balas deben resistir la

	manipulación industrial. Densidad aparente ≥800,00 kg/m^3. Entrega mínima: camión completo.

ANEXO 6.3. ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DE MATERIAL RECUPERADO ETMR EN PLANTAS TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN RESTO O RESIDUO EN MASA.

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE PLÁSTICO PET EN PLANTAS DE RESIDUO EN MASA.	
Material solicitado	Envases de PET (se admiten todos los colores) procedentes de recogida de fracción resto o basura en masa ≥92% (incluidos etiquetas y tapones que formen parte del envase). Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios <8% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de: - PVC (botellas completas y fragmentos) <0,5% - otros materiales plásticos y otras impurezas <7% - metales <0,5%
Condiciones de entrega	Los envases deben haber sido pinchados En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥190,00 kg/m^3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 10,00 toneladas)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE PLÁSTICO PEAD EN PLANTAS DE RESIDUO EN MASA.	
Material solicitado	Botellas y bidones de PEAD no natural procedentes de recogida de fracción resto o basura en masa ≥85% (incluidos etiquetas y tapones que formen parte del envase). Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios <15% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de: - envases de otras poliolefinas y otros materiales plásticos <10% - cauchos siliconas, espumas poliestireno y poliuretano =0% - metales <0,5% - papel/cartón, brik y otras impurezas <4,5%
Condiciones de entrega	En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥210 kg/m3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 10 tn)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE CARTÓN BEBIDA/BRIK EN PLANTAS DE RESIDUO EN MASA.	
Material solicitado	Cartones para bebidas/alimentos líquidos procedentes de recogida de fracción resto o basura en masa ≥95% (incluidos los tapones que formen parte del envase). Este porcentaje incluye la humedad.
Impropios	Impropios <5% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de: - otros envases <6%

	- otros impropios <4% Humedad <10%
Condiciones de entrega	En balas de longitud: 1,00≤ L ≤1,50 m y densidad ≥210 kg/m3 Fleje de las balas: acero La integridad de las balas debe mantenerse a lo largo de la carga, transporte, descarga y almacenamiento. Envío: camión completo (mínimo 10 tn)

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE ACERO EN PLANTAS DE RESIDUO EN MASA.	
Material solicitado	Contenido férreo magnético ≥ 80% (incluye humedad y todo aquello que forme parte del propio envase).
Impropios	Impropios <20% (referido al material húmedo)
Condiciones de entrega	Compactado en forma de paquetes o balas. Recomendable en paquetes/balas de 50 kg mínimo y 500 kg máximo. Los paquetes/balas deben resistir la manipulación industrial. Densidad aparente ≥800 kg/m3. Entrega mínima: camión completo.

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA MATERIALES RECUPERADOS (ETMR) DE RESIDUOS DE ENVASES DE ALUMINIO EN PLANTAS DE RESIDUO EN MASA.	
Material solicitado	Envases rígidos y semirrígidos de aluminio procedentes de recogida de fracción resto o basura en masa ≥80% (incluye humedad y todo aquello que forme parte del propio envase). Contenido de envases semirrígidos y flexibles monomaterial de aluminio <5%.
Impropios	Impropios <20% (referido al material húmedo)
Condiciones de entrega	Compactado en forma de paquetes o balas. Recomendable en paquetes/balas de 50 kg mínimo y 500 kg máximo. Los paquetes/balas deben resistir la manipulación industrial. Densidad aparente ≥800 kg/m3. Entrega mínima: camión completo.

ANEXO 6.4. REQUISITOS MINIMOS DE CALIDAD PARA EL VIDRIO

ESPECIFICACIONES DE CALIDAD DEL VIDRIO RECOGIDO SELECTIVAMENTE

Para su posterior tratamiento, el vidrio recogido deberá proceder de envases, es decir botellas, tarros y frascos, quedando expresamente excluidos los materiales extraños tales como:

a) Porcelana, cerámica, gres, baldosas, tierra, grava, cemento, madera, metales, etc.

b) Todos los vidrios especiales como: cristales blindados, parabrisas, pantallas de televisión y ordenador, bombillas, lámparas de cristal, vajillas, vidrios opalinos, espejos, cristales opacos y de colores, vitrocerámicas, etc.

c) No se admitirá ningún residuo de vidrio del que se sospeche que pueda contener plomo en su composición.

Las especificaciones que deben cumplir los residuos de los envases de vidrio son:

a) No contener más del 5% en peso con un tamaño inferior a 1 cm.

b) La presencia anormal de tierra, piedras y otros finos será causa de rechazo sistemático de las entregas.

c) No contener más del 2% en peso de impurezas.

d) No contener más del 0,5% en peso de materiales infusibles tales como los enumerados en el epígrafe. Este 0,5% se considera incluido dentro del 2% citado en el punto anterior.

e) No contener gravillas.

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DEL CALCÍN

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS CALCÍN	
Infusibles, tales como cerámicas, porcelana, barro cocido, piedra, otros minerales, ...	< 50 g/T
Metales magnéticos	< 5 g/T
Metales no magnéticos	< 5 g/T
Papel, madera, plástico, caucho y todos los elementos reductores (la etiqueta pegada no se considera)	< 500 g/T
Humedad	< 3%
Granulometría	> 50 mm 0% < 5 mm < 5%

REQUISITOS MÍNIMOS DE CALIDAD DEL VIDRIO PROCEDENTE DE RSU

a) No contener más del 5% en peso con un tamaño inferior a 1 cm.

b) Ausencia de presencia anormal de tierra, piedras y otros finos.

c) No contener más del 4% en peso de impurezas.

d) No contener más del 0,7% en peso de materiales infusibles. Este 0,7% se considera incluido dentro del 4% citado en el punto anterior.

ANEXO 6.5 EFECTIVIDADES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO

En las plantas de tratamiento de residuos se llevan a cabo procesos de control de la producción mediante el análisis mensual de los datos de entradas, salidas y stock. Los balances que se realizan con estos datos y las composiciones de entrada obtenidas en las caracterizaciones, permiten conocer la efectividad de las plantas de tratamiento para un determinado material.

El cálculo de la efectividad de las plantas de tratamiento para los distintos materiales se define como el cociente entre la cantidad de un material concreto seleccionado con respecto a la cantidad total de dicho material en entrada a planta.

$$Efectividad\ Material\ i\ (\%) = \frac{Selección\ Material\ i\ (kg)}{Entradas\ Material\ i\ (kg)} \quad (\%)$$

En ningún caso debe confundirse con el parámetro de rendimiento. El rendimiento es un parámetro que no elimina el efecto de la calidad del material de entrada (en las entradas totales se incluye el material no solicitado o impropio que se recoge en el contenedor y llega a la planta), mientras que la efectividad sí lo hace (sólo considera el material solicitado o material propio).

Por lo tanto, conociendo la cantidad de material recuperado en planta y las efectividades promedio de las plantas de tratamiento para un determinado material, se puede conocer la cantidad de material de entrada para dicho material en concreto. Los impropios no solicitados de entrada a planta se han tenido en cuenta en la fase de recogida y transporte y formarán parte del rechazo de la planta.

En el estudio se han tenido en cuenta las efectividades de los siguientes tratamientos:

- **Plantas de Selección de Envases (PSE).** Reciben el material correspondiente a la recogida selectiva de EELL a través del contenedor amarillo. Las efectividades de recuperación para cada material han sido facilitadas por ASPLARSEM con los datos existentes más recientes publicados y representativos a nivel nacional, que corresponden al informe de diseño de la fórmula de pago por selección de envases ligeros en plantas automáticas[317]. Para determinar las efectividades de las plantas manuales se ha utilizado el estudio realizado para el proyecto FENIX[318].
- **Plantas de tratamiento de Vidrio (PTV).** Reciben el material correspondiente a la recogida selectiva de vidrio. Las efectividades de recuperación para este material se ha establecido teniendo en cuenta los datos aportados por Ecovidrio según los datos obtenidos en las diferentes plantas de tratamiento. La totalidad del vidrio de entrada a planta es recuperado por lo que la efectividad para este material es 1.
- **Plantas de Tratamiento Mecánico Biológico (TMB).** Las efectividades de las plantas TMB no se encuentran disponibles debido a la baja calidad de las caracterizaciones de entrada. Su cálculo se ha obtenido mediante el propio balance de materia, a través del cociente entre la

[317] http://www.asplarsem.com/img/nfp_ecoembes_asplarsem.pdf

[318] Estudio elaborado por el Instituto Andaluz de Tecnología (IAT) en 2012 en el marco del proyecto FENIX- Giving Packaging a new life! (IAT, 2012)

cantidad de residuos de entrada en planta (calculado por diferencia con respecto al resto de vías de recuperación) y la cantidad recuperada tras el proceso de separación y selección, depositando en esta incógnita la mayor incertidumbre del balance.

- **Plantas de selección de operadores independientes (recogidas selectivas en el ámbito privado).** Los datos de las recuperaciones reportados por estos operadores son a salida de planta, contabilizando el material recuperado. Debido a la tipología de recogida (de forma puntual y bajo un flujo controlado de envases), prácticamente la totalidad del material de entrada se selecciona y se separa en planta, no existen datos documentados de las posibles ineficiencias del proceso por lo que se ha estimado en 1 la efectividad de separación para este canal de recogida.
- **Plantas de Conteo (SDDR).** Los envases procedentes de la recogida manual no se encuentran separados en origen por materiales. Es posteriormente, en las plantas de conteo, donde se produce su separación por tipología. No se han obtenido datos documentados de las posibles ineficiencias que pudieran tener estas plantas, (en cuanto a la cantidad de envases de rechazo por aceptación de envases no reconocidos por las máquinas de conteo, en condiciones no aptas para el reconocimiento, sin el etiquetado debido o por ineficiencias inherentes a la propia tecnología utilizada) pero se ha asumido que prácticamente la totalidad de estos envases se recuperan a la salida de planta por lo que se ha estimado en 1 la efectividad de separación en este tipo de instalaciones.
- **Centros de Acondicionamiento (SDDR).** Los envases procedentes de la recogida automática se obtienen compactados y separados en origen por materiales. Únicamente el acero y el aluminio de las latas se recogen de manera conjunta por lo que sería necesaria una separación previa al envío a reciclador. En los centros de acondicionamiento, estos materiales son distribuidos en diferentes tolvas o silos por materiales y son compactados y adecuados en balas estandarizadas para su posterior envío a reciclador. Por la tipología de proceso se ha estimado en 1 la efectividad de estas instalaciones.

Resumen de efectividad de las plantas de tratamiento SISTEMA A base.

EFECTIVIDADES DE RECUPERACIÓN									
TIPO DE PLANTA TRATAMIENTO		CARTON BEBIDAS	ACERO	ALUMINIO	PEAD	PET	Film	Resto plásticos	VIDRIO
PSE	Manual	0,76	0,95	0,77	0,81	0,82	0,70	0,70	
	Automática	0,82	0,93	0,66	0,88	0,91	0,72	0,73	
	Promedio	0,80	0,93	0,69	0,87	0,89	0,72	0,73	
PTV									1,00
PTMB		0,54	0,95	0,25	0,73	0,61			0,08
PRE (Incineración)			1,00	0,12					0,58

Resumen de efectividad de las Plantas de tratamiento SISTEMA B base.

EFECTIVIDADES DE RECUPERACIÓN									
TIPO DE PLANTA TRATAMIENTO		CARTON BEBIDAS	ACERO	ALUMINIO	PEAD	PET	Film	Resto plásticos	VIDRIO
PSE	Manual	0,76	0,95	0,77	0,81	0,82	0,70	0,70	
	Automática	0,82	0,93	0,66	0,88	0,91	0,72	0,73	
	Promedio	0,80	0,91	0,40	0,87	0,65	0,70	0,73	
PTV									1,00
TMB		0,54	0,95	0,25	0,73	0,61			0,08
PRE (Incineración)			1,00	0,12					0,58
SDDR		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00			1,00

ANEXO 6.6 EFECTO REBOTE EN EL COMPORTAMIENTO DE LOS CIUDADANOS AL IMPLANTAR UN SDDR

Para el cálculo del balance de masas del Sistema B (Apartado 6.8.2), se han considerado los datos sobre el comportamiento de los ciudadanos de España respecto a las fracciones que actualmente separan en sus hogares y las que proyectan separar en una hipotética implantación del SDDR. En la Tabla A.6.6. 1, se muestran los resultados de la encuesta telefónica realizada por el Instituto APOLDA (Instituto APOLDA, 2016) en cuanto a los porcentajes de hogares que declaran disponer de cubos, bolsas o espacios para la recogida selectiva de vidrio y EELL actualmente (Sistema A) y el comportamiento proyectado ante la implantación del SDDR (situación proyectada). Una conclusión de esta investigación cuantitativa es que hay un determinado porcentaje de hogares "regresivos" en la recogida selectiva, es decir, hogares que dejarían de separar algunas de las fracciones de residuos por incorporar el cubo, bolsa o espacio adicional para almacenar los envases sujetos al SDDR.[319] En este sentido, también se muestran en la Tabla A 6.6. 1 los porcentajes de hogares "rebotados", que dejarían de reciclar vidrio y EELL. Puesto que la hipótesis de trabajo del Proyecto ARIADNA es una tasa de retorno del 90% (en lugar del 72,4% que resulta de la encuesta realizada), los porcentajes de hogares con recogida selectiva de vidrio y EELL se han extrapolado de forma proporcional a los porcentajes de hogares "rebotados".

Tabla A.6.6. 1 Porcentajes de recogida selectiva en hogares en España.

	Fracción	Sistema A (actualidad)	Situación proyectada	Sistema B (con tasa de retorno del 90%)
Hogares que se incorporan al SDDR	Envases SDDR	-	71,8%	**90%**
Hogares "rebotados" que quitarían fracción	Vidrio	-	5,0% hogares	**6,2% hogares**
	EELL	-	3,0% hogares	**3,9% hogares**
Hogares con recogida selectiva	Vidrio	77,5%	70,80%	**72,10%**
	EELL	83,50%	79,80%	**80,50%**

Fuente: Los datos de las columnas 3 y 4 corresponden a los resultados de la encuesta de Instituto APOLDA, 2016 tras la depuración de datos; los datos de la columna 5 han sido calculados por ESCI-UPF.

[319] Una reciente encuesta realizada por HISPACOOP en colaboración con la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición – AECOSAN (Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad) refuerza estos datos, indicando que a la mayoría de ciudadanos le resultaría incómodo separar a partir de 4 cubos en el hogar (HISPACOOP, 2016).

ANEXO 7.1 CUOTA DE MERCADO DE CADA CATEGORÍA DE PRODUCTO PARA CADA TIPOLOGÍA DE ESTABLECIMIENTO (Nielsen). CONFIDENCIAL

Tabla A.7.1. 1 Cuota de mercado (%) de los productos en cada tipo de establecimiento en Retail.

%	Hipermercados	Super Grande	Super Mediano	Super Pequeño	Micro Super	Tradicional	Gasolineras	TOTAL
CERVEZAS	16,93	36,48	19,21	15,15	3,58	5,44	3,21	100
VINOS	19,85	41,03	19,39	12,60	3,24	3,26	0,63	100
CAVAS Y ESPUMOSOS	20,84	41,68	20,25	10,54	2,48	3,73	0,48	100
ALCOHÓLICAS	23,69	41,54	16,80	12,72	3,18	1,47	0,60	100
AGUAS	12,94	36,76	19,34	12,56	3,92	8,42	6,06	100
REFRESCOS	13,90	36,85	19,38	14,34	3,26	7,22	5,05	100
ZUMOS	13,81	42,58	21,87	13,87	2,64	4,24	0,99	100

Tabla A.7.1. 2 Cuota de mercado (%) de los productos en cada tipo de establecimiento en HORECA.

	Café Bar	Consumo Nocturno	Hoteles y Restaurantes	Total
CERVEZAS	72,10	6,05	21,86	100
VINOS	52,15	2,07	45,78	100
CAVAS Y ESPUMOSOS	37,26	6,31	56,43	100
ALCOHÓLICAS	58,94	19,53	21,53	100
AGUAS	49,21	3,89	46,90	100
REFRESCOS	62,75	12,41	24,84	100
ZUMOS	64,08	6,36	29,56	100

ANEXO 7.2 % DE REUTILIZABLE EN CADA CATEGORÍA DE PRODUCTO (DATOS APORTADOS POR NIELSEN Y LAS ASOCIACIONES DE ENVASADORES – CONFIDENCIAL) CONFIDENCIAL

Tabla A.7.2.1 % de reutilizable en cada categoría de producto.

	HOSTELERIA (% vidrio reutilizable)	Fuente
CERVEZAS	47%	Asociación Cerveceros
AGUAS	28%	Nielsen
REFRESCOS	28%	Nielsen

ANEXO 7.3 NÚMERO DE VISITAS QUE REALIZAN ANUALMENTE LOS CONSUMIDORES POR CADA TIPOLOGÍA DE ESTABLECIMIENTO (CONFIDENCIAL)

Tabla A.7.3.1 Número de visitas que realizan anualmente los consumidores por cada tipología de establecimiento.

Esta tabla contiene información confidencial. Ver anexo confidencial.

ANEXO 7.4. MAQUINAS DE DEVOLUCIÓN DE ENVASES

TIPOLOGIA MAQUINA RVM											
TECNOLOGIA	**Front end and Backroom (grandes superficies**						**InPac**		**InPac**		**InPac**
MODELO	**Multipack (Backroom)[320]**					**T-820 (Front)[321]**	**T63 dual cabinet para latas/PET [322]**		**T63 dual cabinet para PEAD/brik [323]**		**T63 single cabinet para Vidrio [324]**
Materiales gestionados	**LATAS**	**PET**	**PEAD**	**BRIK**	**VIDRIO**	**Configuración para cualquier material**	**LATAS**	**PET**	**PEAD**	**BRIK**	**Vidrio**
Capacidad (unidades)	3.000	850		850	400	2 front por back unit	1.150	350	350	350	300
Potencia uso (W)	800					285	1600		1600		500
Potencia reposo (W)	50					60	50		50		50
Precio (euros) sin IVA	13.750 €*					13.750 €*	21.720 €		21.720 €		17.500 €
Huella (m2)	1,418					0,39	1,4		1,4		0,8
Peso máquina	350					147	390		390		370

*Precios unitarios calculados a partir de los precios de las configuraciones predeterminadas enviados por comunicación directa con TOMRA.

T-820 is compatible with:

MultiPac™
High-performance system for high volumes of mainly non-refillable containers

[320] Especificaciones técnicas online: https://www.tomra.com/~/media/Documents/Reverse%20Vending/Data%20Sheets/MultiPac_DS-ENG-lores.ashx/
[321] Especificaciones técnicas online: https://www.tomra.com/~/media/Documents/Reverse%20Vending/Data%20Sheets/T-820-bottle-DS-ENG-lores.ashx/
[322] Especificaciones técnicas online: https://www.tomra.com/~/media/Documents/Reverse%20Vending/Data%20Sheets/T-63_dual_DS_ENG-lores.ashx/
[323] Especificaciones técnicas online: https://www.tomra.com/~/media/Documents/Reverse%20Vending/Data%20Sheets/T-
[324] Especificaciones técnicas online: https://www.tomra.com/en/solutions-and-products/collection-solutions/reverse-vending/products/inpac/t-63-hcp-single-cabinet/

ANEXO 7.5. EJEMPLO DE DIMENSIONAMIENTO DE RECOGIDA AUTOMÁTICA

Ejemplo 1. Modelo CA para Hipermercados

Datos iniciales

- Materiales devueltos semanalmente en Hipermercado.

Materiales	Unidades
ACERO Y ALUMINIO	29.205,4
PET + PEAD	20.956,8
BRICK	6.607,5
VIDRIO	14.828,1

- Materiales devueltos semanalmente en horas pico en Hipermercado (se aplica el supuesto que en 22 horas se recogen el 60% de los materiales devueltos semanalmente).

Materiales	Unidades
ACERO Y ALUMINIO	17.523,2
PET + PEAD	12.574,1
BRICK	3.964,5
VIDRIO	8.896,9

- Aportación media por unidad familiar en Hipermercado.

Materiales	Unidades
ACERO Y ALUMINIO	15,6
PET + PEAD	11,2
BRICK	3,5
VIDRIO	7,9

- Número de usuarios semanalmente en horas pico en Hipermercado sería de 1.125,7.
- Capacidad de la máquina para los distintos materiales – Corresponde a las máquinas indicadas en el Anexo 7.4.

Cálculos

1. Cálculo del tiempo semanal NECESARIO en horas pico dedicado a la devolución de envases para Hipermercado con recogida automática.

Materiales	Tiempo NECESARIO (minutos)
ACERO Y ALUMINIO	2.023,1
PET + PEAD	1.610,7
BRICK	893,2
VIDRIO	1.304,3

2. Cálculo del tiempo semanal DISPONIBLE en horas pico dedicado a la devolución de envases para Hipermercado con recogida automática.

En este caso, debemos calcular previamente el número de vaciados necesarios en las horas pico.

Materiales	Número de vaciados en horas pico
ACERO Y ALUMINIO	6,0
PET + PEAD	15,0
BRICK	5,0
VIDRIO	23,0

Materiales	Tiempo semanal DISPONIBLE (minutos) en horas pico
ACERO Y ALUMINIO	1.230,0
PET + PEAD	1.095,0
BRICK	1.245,0
VIDRIO	975,0

3. Número de máquinas (Back) necesarias para gestionar el flujo de devolución en horas pico dedicado a la devolución de envases en un hipermercado.

Materiales	Número de Backs necesarios	Número de Backs necesarios (redondeado a la unidad superior)
ACERO Y ALUMINIO	1,6	**2,0**
PET + PEAD	1,5	**2,0**
BRICK	0,7	**1,0**
VIDRIO	1,3	**3,0****

** Este es un ejemplo de aplicación de criterio ambiental de transporte. Si manteníamos los 2 backs de vidrio se generaban 9,2 viajes semanales; así que se incrementa un módulo más de vidrio, se disminuían el número de viajes semanales de recogida de vidrio hasta 6,2 viajes semanales.

4. Cálculo del número de viajes de transporte del recogedor

El número de viajes se calcula con el total de envases devueltos al hipermercado semanalmente y la capacidad de almacenaje de modelo de recogida y de las máquinas.

Materiales	Número de Viajes de recogida necesarios
ACERO Y ALUMINIO	3,0
PET + PEAD	**7,0**
BRICK	4,0
VIDRIO	**7,0**

Dado que se diseñan dos tipologías de rutas de recogida; una para envases ligeros y otra para vidrio. La frecuencia de recogida de los envases ligeros que se determina es la máxima entre los tres materiales (acero y aluminio, PET+PEAD, Brick).

5. Resumen de los resultados

La metodología permite determinar el número de máquinas (en este caso Backs), el número de viajes de transporte del recogedor y el tiempo dedicado por el personal a la aceptación y retorno. Este último punto se calcula a partir del total de envases devueltos al hipermercado y del número de máquinas que tendrá el establecimiento; que permitirá determinar el tiempo semanal total de dedicación del personal a la aceptación y al retorno.

Materiales	Tiempo (minutos semanales) del personal de un hipermercado en la aceptación y retorno de los envases
Envases Ligeros	645
Vidrio	570

Ejemplo 2. Modelo CC para Supermercado Grande

Datos iniciales

- Materiales devueltos semanalmente en Supermercado Grande

Materiales	Unidades
ACERO Y ALUMINIO	8.537,8
PET + PEAD	7.147,8
BRICK	2.432,9
VIDRIO	3.993,2

- Materiales devueltos semanalmente en horas pico en Hipermercado (se aplica el supuesto que en 22 horas se recogen el 50% de los materiales devueltos semanalmente).

Materiales	Unidades
ACERO Y ALUMINIO	4.268,9
PET + PEAD	3.573,9
BRICK	1.216,5
VIDRIO	1.996,6

- Aportación media por unidad familiar en Supermercado Grande.

Materiales	Unidades
ACERO Y ALUMINIO	7,8
PET + PEAD	6,5
BRICK	2,2
VIDRIO	3,6

- Número de usuarios semanalmente en horas pico en Supermercado Grande sería de 549,8.
- Capacidad de la máquina para los distintos materiales – Corresponde a las máquinas indicadas en el Anexo 7.4.

Cálculos

6. Cálculo del tiempo semanal NECESARIO en horas pico dedicado a la devolución de envases para Supermercado Grande con recogida automática.

Materiales	Tiempo NECESARIO (minutos)
ACERO Y ALUMINIO	630,6
PET + PEAD	572,7
BRICK	376,3
VIDRIO	441,3

7. Cálculo del tiempo semanal DISPONIBLE en horas pico dedicado a la devolución de envases para Supermercado Grande con recogida automática

En este caso, debemos calcular previamente el número de vaciados necesarios en las horas pico.

Materiales	Número de vaciados necesarios en horas pico
ACERO Y ALUMINIO	4,0
PET + PEAD	6,0
BRICK	4,0
VIDRIO	7,0

Materiales	Tiempo semanal DISPONIBLE (minutos) en horas pico
ACERO Y ALUMINIO	1.260,0
PET + PEAD	1.230,0
BRICK	1.260,0
VIDRIO	1.215,0

8. Número de máquinas necesarias para gestionar el flujo de devolución en horas pico dedicado a la devolución de envases en un supermercado grande.

Materiales	Número de máquinas teóricas necesarias	Número de máquinas necesarios (redondeado a la unidad superior y teniendo en cuanta la tipología de las mismas)
ACERO Y ALUMINIO	0,5	**1 Dual (Metales y BRICK)**
BRICK	0,3	
PET y PEAD	0,5	**1 Dual (PET y PEAD)**
VIDRIO	0,4	**1 Single VIDRIO**

9. Cálculo del número de viajes de transporte del recogedor

El número de viajes se calcula con el total de envases devueltos al supermercado semanalmente y la capacidad de almacenaje de modelo de recogida y de las máquinas.

Materiales	Número de Viajes de recogida necesarios
ACERO Y ALUMINIO	4,0
PET + PEAD	**6,0**
BRICK	4,0
VIDRIO	**7,0**

Dado que se diseñan dos tipologías de rutas de recogida; una para envases ligeros y otra para vidrio. La frecuencia de recogida de los envases ligeros que se determina es la máxima entre los tres materiales (acero y aluminio, PET+PEAD, Brick).

10. Resumen de los resultados

La metodología permite determinar el número de máquinas, el número de viajes de transporte del recogedor y el tiempo dedicado por el personal a la aceptación y retorno. Este último punto se calcula a partir del total de envases devueltos al supermercado y del número de máquinas que tendrá el establecimiento; que permitirá determinar el tiempo semanal total de dedicación del personal a la aceptación y al retorno.

Materiales	Tiempo (minutos semanales) del personal de un supermercado grande en la aceptación y retorno de los envases
Envases Ligeros	390
Vidrio	210

ANEXO 7.6. VEHICULOS DE TRANSPORTE PARA SDDR

TIPOLOGIA DE CAMIÓN					
Camión Escogido		**Manual EELL**	**Recogida CC y CD y Manual vidrio**	**Recogida CB y CA**	**Transportes a Reciclado**
Modelo		**Kingstar 3,5tn[325]**	**kingstar 5tn[326]**	**Renault Lander 280.18 9,3tn**	**Trailer[327]**
Dimensiones caja	**Largo (m)**	5,96	6,96	7,2	13
	ancho (m)	2,08	2,18	2,55	2,45
	alto (m)	2,76	2,84	2,55	2,5
Volumen caja (m3)		34	43	47	80
Nº palets			14	18	33
Carga util (kg)		3500	4900	9235	24000
Tara (kg)		2770	3310	8765	16000
MMA (kg)		6465	8405	18000	40000
Precio Camión (€)		27400	34400	47500	60000

[325] http://es.kingstar.com.cn/box-truck1.html
[326] http://es.kingstar.com.cn/box-truck2.html
[327] http://www.orbatrans.es/portal/es/vehiculos.htm

ANEXO 7.7. PARAMETROS DE LOS MODELOS DE TRANSPORTE

MODELO CA		
Parámetros	**HIPER**	**SUPER G**
Tiempo de firma de albaranes/documentacion (t2)	1,5 min	1,5 min
Tiempo de desplazamiento entre dos puntos de recogida (t3)	23 min	15 min
Espacio útil de la caja del camión	77%	77%
Tiempo total de jornada	8,00 h	8,00 h
Distancia del origen al primer establecimiento (d1)	25,0 km	25,0 km
Distancia desde ultimo establecimiento a almacén (d3)	21,7 km	21,7 km
Distancia de almacén a primer establecimiento segundo y tercer viaje (d4)	30,0 km	30,0 km
Tiempo de bocadillo/descanso (t5)	30 min	30 min
Tiempo de descarga en planta (t4)	10 min	10 min
Distancia media entre dos puntos (d2)	15,0 km	10,0 km
Tiempo de recogida por servicio	**10 min**	**8 min**
Tiempo de descarga por caja de EELL	**4 min**	**4 min**
Tiempo de descarga por caja de VIDRIO	**8 min**	**8 min**

MODELO CB		
Parametros	**HIPER**	**SUPER G**
Tiempo de firma de albaranes/documentacion (t2)	1,5 min	1,5 min
Tiempo de desplazamiento entre dos puntos de recogida (t3)	23 min	15 min
Espacio útil de la caja del camión	77%	77%
Tiempo total de jornada	8,00 h	8,00 h
Distancia del origen al primer establecimiento (d1)	25,0 km	25,0 km
Distancia desde ultimo establecimiento a almacén (d3)	21,7 km	21,7 km
Distancia de almacén a primer establecimiento segundo y tercer viaje (d4)	30,0 km	30,0 km
Tiempo de bocadillo/descanso (t5)	30 min	30 min
Tiempo de descarga en planta (t4)	10 min	10 min
Distancia media entre dos puntos (d2)	15,0 km	10,0 km
Tiempo de recogida por servicio (fijo)	**10 min**	**8 min**
Tiempo de descarga por caja de EELL (variable)	**4 min**	**4 min**
Tiempo de descarga por caja de VIDRIO (variable)	**8 min**	**8 min**

MODELO CC			
Parametros	**HIPER**	**SUPER G**	**SUPER M**
Tiempo de firma de albaranes/documentación (t2)	1,5 min	1,5 min	1,5 min
Tiempo de desplazamiento entre dos puntos de recogida (t3)	23 min	15 min	8 min
Espacio útil de la caja del camión	78%	78%	78%
Tiempo total de jornada	8,00 h	8,00 h	8,00 h
Distancia del origen al primer establecimiento (d1)	25,0 km	25,0 km	25,0 km

Distancia desde ultimo establecimiento a almacén (d3)	21,7 km	21,7 km	21,7 km
Distancia de almacén a primer establecimiento segundo y tercer viaje (d4)	30,0 km	30,0 km	30,0 km
Tiempo de bocadillo/descanso (t5)	30 min	30 min	30 min
Tiempo de descarga en planta (t4)	10 min	10 min	10 min
Distancia media entre dos puntos (d2)	15,0 km	10,0 km	5,0 km
Tiempo de recogida por servicio (fijo)	**10 min**	**8 min**	**6 min**
Tiempo de descarga por caja de EELL (variable)	**2 min**	**2 min**	**2 min**
Tiempo de descarga por caja de VIDRIO (variable)	**4 min**	**4 min**	**4 min**

MODELO CD						
Parámetros	**HIPER**	**SUPER G**	**SUPER M**	**SUPER P**	**GASOLINERA**	**REST ORGANIZADA**
Tiempo de firma de albaranes/documentación (t2)	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min
Tiempo de desplazamiento entre dos puntos de recogida (t3)	23 min	15 min	8 min	4 min	8 min	3 min
Espacio útil de la caja del camión	78%	78%	78%	78%	78%	78%
Tiempo total de jornada	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h
Distancia del origen al primer establecimiento (d1)	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km
Distancia desde ultimo establecimiento a almacén (d3)	21,7 km	21,7 km	21,7 km	21,7 km	21,7 km	21,7 km
Distancia de almacén a primer establecimiento segundo y tercer viaje (d4)	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km
Tiempo de bocadillo/descanso (t5)	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min
Tiempo de descarga en planta (t4)	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min
Distancia media entre dos puntos (d2)	15,0 km	10,0 km	5,0 km	2,5 km	5,0 km	2,0 km
Tiempo de recogida por servicio (fijo)	**10 min**	**8 min**	**6 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**
Tiempo de descarga por caja de EELL (variable)	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**
Tiempo de descarga por caja de VIDRIO (variable)	**4 min**	**4 min**	**4 min**	**4 min**	**4 min**	**4 min**

MODELO CE-Manual									
Parámetros	**SUPER G**	**SUPER M**	**SUPER P**	**MICRO SUPER**	**TRADICIONAL**	**GASOLINERA**	**REST. ORGANIZADA**	**CONS. NOCTURNO**	**CAFÉ BAR**
Tiempo de firma de albaranes/documentación (t2)	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min	1,5 min
Tiempo de desplazamiento entre dos puntos de recogida (t3)	15 min	8 min	2 min	2 min	1 min	8 min	3 min	4 min	1 min

Espacio útil de la caja del camión	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%	80%
Tiempo total de jornada	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h	8,00 h
Distancia del origen al primer establecimiento (d1)	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km	25,0 km
Distancia desde ultimo establecimiento a almacén (d3)	32,6 km	32,6 km	32,6 km	32,6 km	32,6 km	32,6 km	32,6 km	32,6 km	32,6 km
Distancia de almacén a primer establecimiento segundo y tercer viaje (d4)	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km	30,0 km
Tiempo de bocadillo/descanso (t5)	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min	30 min
Tiempo de descarga en planta (t4)	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min	10 min
Distancia media entre dos puntos (d2)	10,0 km	5,0 km	1,5 km	1,0 km	0,5 km	5,0 km	2,0 km	2,5 km	0,9 km
Tiempo de recogida por servicio (fijo)	**8 min**	**6 min**	**4 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**
Tiempo de descarga por caja de EELL (variable)	**4 min**	**4 min**	**4 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**	**2 min**
Tiempo de descarga por caja de VIDRIO (variable)	**2,0 min**	**2,0 min**	**2,0 min**	**1,0 min**	**1,0 min**	**1,0 min**	**1,0 min**	**1,0 min**	**1,0 min**

ANEXO 8.1. LISTADO DE ICV ELABORADOS EN EL MARCO DEL PROYECTO FENIX

Centro tecnológico/Universidad	Inventario de ciclo de vida desarrollado
Universidad San Jorge (USJ)	Tratamiento y reciclado de vidrio
SOSPROCAN. Universidad de Cantabria (UC-SOSPROCAN)	Incineración
Centro Tecnológico de Miranda de Ebro (CTME)	Contenedores
Escuela de Ingeniería de Igualada (EUETTI-UPC)	Plantas de tratamiento mecánico biológico
Instituto Tecnológico Metalmecánico (AIMME)	Pre-tratamiento y reciclado de acero y aluminio
Instituto Tecnológico del Mueble, Madera, Embalaje y Afines (AIDIMA)	Reciclado de papel, cartón y brik
Instituto Tecnológico del Plástico (AIMPLAS)	Reciclado de PET, PEAD, plástico mezcla
Universidad de Santiago (US)	Vertedero
Instituto Andaluz de Tecnología (IAT)	Plantas de Selección de Envases
Laboratório Nacional de Energía e Geologia (LNEG)	Plantas de transferencia

Listado y afiliación de los revisores críticos externos de los inventarios de ciclo de vida

Nombre del revisor	Afiliación	Inventarios revisados
Susana Xarà	Universidad Católico Portuguesa (UPC)	plantas de tratamiento mecánico biológico y plantas de selección de envases
Grupo de investigación de Francesc Castells	Universidad Rovira i Virgili (URV)	Procesos de pre-tratamiento, tratamiento y reciclaje de metales, vidrio y plástico
Marta Anglada y Gabriela Bienveniste	Cyclus Vitae	Contenedores.
Michael Hauschild	Technical University of Denmark (DTU)	Incineración y vertido de los diferentes materiales.

Revisor (afiliación)	TSS y TSDB	LCIs
Susana Xarà (UCP)	✓	✓
Paolo Massoni (ENEA)	✓	
Dr. Matthias Fischer (LBP)	✓	
Dr. Francesc Castells' team (URV)		✓
Gabriela Bienveniste / Marta Anglada (Cyclus Vitae)		✓
Dr. Michael Hauschild (DTU)		✓
Review Panel (Chamber of Commerce of Valencia)		
Dr. Emmanuel Gentil (DTU)		
Bo Weidema (Int. LCA Academy; 2.0 LCA Consultant)		

ANEXO 8.2 ESTIMACIÓN DEL NÚMERO DE CONTENEDORES DE RSU

Para los contenedores utilizados para la recogida en masa, no se han encontrado datos oficiales referentes a su número total en España. Éstos se han estimado a partir del dato total de RSU generados en España de 16.689.109 toneladas[328] (MAGRAMA, 2013), aplicando los factores de distribución poblacional usados en el proyecto FENIX[329] para determinar las toneladas recogidas en ámbito urbano, semiurbano y rural. Una vez conocidas las toneladas, el número de contenedores se ha estimado utilizando la siguiente fórmula:

$$N_{cont_RSU} = \left(\frac{(Q * dens)}{Vol_{cont} * freq * \%\ de\ llen}\right) x2$$

Donde:

N_{cont_RSU}: es el número de contenedores en cada ámbito (urbano, semiurbano o rural)

Q: es la cantidad de residuos que se recogen en ese ámbito [t]

Dens: es la densidad del residuo [t/m3]

Vol_{cont}: es el volumen promedio del contenedor [m3]

Freq: es la frecuencia de recogida del contenedor [veces/año]

% de llen: corresponde al porcentaje de llenado del contenedor considerado [por defecto 100%].

Es decir, al número de contenedores mínimo por defecto que salen de aplicar estas variables se ha multiplicado por 2.

En la Tabla A.8.2. *1*se detallan los datos usados para el cálculo.

Del total de contenedores resultante (681.538) se ha asignado una cantidad a los EELL y de vidrio proporcional a su presencia en los residuos recogidos en masa (estimado en un 6,42% dividiendo la cantidad de estos envases que se ha calculado que se recogen en masa en el balance de materia por el total de residuos recogidos en masa). El total de contenedores asignado a la unidad funcional del estudio son 43.736.

[328] Este dato corresponde al total de RSU generado en España en el año 2013. Al no disponerse de datos del 2014 se ha asumido la misma cantidad.

[329] El porcentaje de distribución poblacional: 52% en ámbito urbano, 35% en semiurbano y 13% en rural.

Tabla A.8.2. 1. Datos utilizados para la estimación del número de contenedores de RSU.

		ÁMBITO		
	Unidades	Urbano	Semiurbano	Rural
Q	t	8.736.938	5.849.982	2.102.681
dens	t/m3	0,1	0,1	0,1
Vol_{cont}	m3	3,2	1	1
freq	veces/año	365	299	299
% de llen	%	100	100	100

ANEXO 8.3 INFORMACIÓN EQUIPOS EN PLANTAS SDDR

		Unidades	Potencia kW/ unidad	Potencia instalada kW	Coste unitario	Fuente
Obra civil (m2)		2500			350,0 € (es más cercano a 400 €)	Ferrovial, Urbaser, FCC, Sacyr
Equipos fijos	Cinta transportadora (m)		2,2	25,32	25.000 €/cinta (para plantas de EELL ronda los 400.000 €)	Stadler, Leblan, Masías, SPR
	Báscula Plataforma 30 Tm	1	1,5	1,5	14.000,0 €	Ferrovial, Urbaser, FCC, Sacyr
	Silos 25 m3 (PET+PEAD+brik+vidrio+metal) El vidrio no se selecciona en plantas de EELL, son silos para: PET, PEAD, PM, film y brik. (metales van a prensa directos)	5	2,00	10	20.000,0 €	Stadler, Leblan, Masías
	Pinchabotellas	1	2,00	2	7.000,0 €	Jovisa, Stadler
	Prensa multimaterial	1	36	36	120.000,0 €	Jovisa, FAES, Imabe Ibérica
	Prensa metales	1	18	18	80.000,0 €	Jovisa, FAES, Imabe Ibérica
	Separador magnético	1	5,5	5,5	40.000,0 €	Regulator Cetrisa, Felemang
	Foucault (separador inductor)	1	7	7	50.000,0 €	Regulator Cetrisa, Felemang

ANEXO 8.4 CARACTERÍSTICAS DE LOS CONTENEDORES UTILIZADOS PARA LA RECOGIDA DE EELL Y DE VIDRIO

A continuación se detallan las características de los contenedores de recogida de EELL y de vidrio que se han empleado en este estudio para el cálculo del impacto de la recogida de transporte así como para determinar el impacto ambiental asociado a su fabricación y ciclo de vida.

Tabla A.8.4.1. Características de los contenedores utilizados para la recogida de EELL (Escenarios A y B)[330].

	Municipios urbanos	Municipios semiurbanos	Municipios rurales
Tipo recogida/contendor	Carga lateral	Carga superior (iglú)	Carga superior (iglú)
Volumen promedio (litros)	2.400	2.500	2.500
Material contenedor (%)			
Poliéster reforzado con fibra de vidrio	6%	6%	6%
PEAD	64%	64%	64%
Acero	30%	30%	30%
Dotación (número)[331]	175168	135845	46473

Tabla A.8.4.2. Características de los contenedores utilizados para la recogida de vidrio (Escenarios A y B)[332].

	Municipios urbanos	Municipios semiurbanos	Municipios rurales
Tipo recogida/contendor	Carga superior (iglú)	Carga superior (iglú)	Carga superior (iglú)
Volumen promedio (litros)	2.700	2.700	2.700
Material contenedor (%)			
Poliéster reforzado con fibra de vidrio	100%	100%	100%
Dotación (número)	71.851	73.742	43.489

[330] Fuente: Ecoembes.

[331] El reparto de contenedores entre municipios urbanos, semiurbanos y rurales se ha realizado partiendo del total de contenedores reportados por Ecoembes y aplicándole el porcentaje de distribución poblacional del 49% en ámbito urbano, del 38% en semiurbano y del 13% en rural (dato aportado por Ecoembes según el análisis de la tipología de las Unidades de Gestión sobre una población de 40.294.934 habitantes).

[332] Fuente: Ecovidrio.

ANEXO 8.5 JUSTIFICACIÓN DE ASPLARSEM AL CAMBIO DE EFECTIVIDADES EN PSE PARA PET Y ALUMINIO POR LA INCORPORACIÓN DE UN SDDR

Cátedra UNESCO de Ciclo de Vida y Cambio Climático
ESCI-UNIVERSIDAD POMPEU FABRA

Madrid, 15 de Julio de 2016

ASPLARSEM
ASOCIACIÓN DE PLANTAS DE RECUPERACIÓN Y SELECCIÓN DE ENVASES MUNICIPALES

Estimados Sres.:

Como participantes en el Panel de Partes Interesadas del proyecto ARIADNA, para analizar las consecuencias de la implantación obligatoria de un Sistema de Depósito Devolución y Retorno (SDDR) para determinados formatos de envase y materiales que ya no se gestionarían a través de los actuales sistemas SIG (SCRAP), se nos solicitó información acerca de las efectividades y calidad de los materiales recuperados en las plantas de selección de nuestros asociados. Les indicamos a continuación, los aspectos que hemos considerado sobre la situación actual y la de los supuestos que corresponderían al escenario definido en el proyecto ARIADNA de convivencia de los sistemas SDDR y SIG.

EFECTIVIDADES ACTUALES DE LAS PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES

Como les informábamos en las reuniones del Panel de Partes Interesadas en las que hemos participado, ASPLARSEM está analizando las efectividades de las plantas asociadas a nuestra organización. Al tratarse de un proceso extenso, que requiere un estudio de la casuística de cada planta, no hemos podido finalizar aún los resultados en el plazo que se nos había dado en el proyecto ARIADNA. Consecuentemente, no podemos dar datos suficientemente fiables de la evolución de las efectividades en nuestras plantas, respecto a las que se están utilizando en el proyecto, obtenidas a partir de la información que dispone ECOEMBES.

IMPACTO DE EFECTIVIDADES DE LAS PLANTAS DE SELECCIÓN DE ENVASES COMPARTIENDO EL SISTEMA ACTUAL CON EL DE DEVOLUCIÓN DE ENVASES (SDDR)

ASPLARSEM no ha realizado ningún estudio para analizar cuál sería el impacto en la eficiencia de las plantas, si el material de entrada disminuyera en proporción, especialmente en los casos del PET, aluminio y acero, como consecuencia de ponerse en marcha el sistema SDDR.

No obstante, en el escenario donde conviven los sistemas SIG y SDDR, se puede prever que el PET, el aluminio y el acero serán los materiales que mayoritariamente verán afectada su efectividad, conforme ha previsto el proyecto ARIADNA.

A través de un análisis previo realizado por ECOEMBES, en el caso del PET, se mantendrían en las entradas a las plantas de las bandejas (en general multicapa), los bidones de más de 3 litros y el PET de envasado de aceite y vinagre (con un alto porcentaje de color). Tanto el efecto de ser envases multicapa como el ser envases de color empeorarían la selección con separadores ópticos por mayor dificultad en la identificación.

Adicionalmente hay que tener en consideración que el tamaño y forma de los envases influye en cómo son distribuidos en los distintos flujos de las plantas de envases. En el caso de las bandejas y los bidones de PET es muy influyente y afecta a la efectividad de la instalación:

- En el caso de las bandejas su forma las puede conducir por el flujo de planos, y por tanto no pasar por los separadores ópticos, o bien, en el caso de pasar por ópticos, planear inadecuadamente en las cajas de vuelo de los separadores ópticos, y terminar en la tolva que no corresponda.

- En el caso de los bidones, su tamaño puede condicionar a que se deriven por flujos de rebose de tromel, y por tanto no pasar por los separadores ópticos, e igualmente tener una trayectoria inadecuada en las cajas de vuelo de los separadores ópticos.

En el caso del aluminio, al eliminarse el bote de bebidas, es mucho más relevante la presencia relativa de envases flexibles (bolsas, envoltorios,...) que presentan mal comportamiento en los sistemas actuales de selección (separador de inducción).

En el caso del acero, aunque en menor medida, influirá la menor cantidad de bote de bebida, fácilmente seleccionable por el separador férrico, y ganará presencia otro tipo de envases de peor selección, y los que se pierden por flujos por los que no se realiza la recuperación.

Podemos concluir que, en el escenario donde conviven los sistemas SIG y SDDR, la efectividad de las plantas disminuiría. Una primera evaluación, de acuerdo con el análisis de ECOEMBES para un escenario base y uno óptimo para ambos sistemas, sería la que se indica en la siguiente tabla:

Material	Efectividad Base	Efectividad Óptimo	Observaciones
PET	0,70	0,65	Bandejas, bidones
PEAD	0,87	0,87	Sólo el 1% es susceptible de SDDR
FILM	0.70	0.70	No SDDR
PM	0,73	0,73	No SDDR
BRIK	0,80	0,80	Formatos similares independientemente del

			producto
ACERO	0,91	0,91	Se reduce por menor presencia del material
ALUMINIO	0,50	0,40	Mayoritariamente Flexibles

IMPACTO EN LA CALIDAD DE LOS MATERIALES RECUPERADOS

En el mismo análisis previo realizado por ECOEMBES, respecto de la calidad de los materiales recuperados en las plantas de selección, es razonable considerar que el porcentaje de materiales impropios se mantenga, ya que lo que varía es únicamente la presencia de cada uno de los materiales en el residuo de entrada a las plantas de selección.

No obstante, lo que sí se vería afectada es la distribución por tipologías de envase dentro de un mismo material, especialmente en el caso del PET y del aluminio.

En el caso del PET aumentaría la presencia relativa de bandejas, materiales multicapa y envases que han contenido aceite y vinagre, disminuyendo las botellas que actualmente es de PET transparente o ligeramente coloreado. Aun cuando la presencia de PET en la bala no tiene porqué modificarse, sería un PET de poco interés para el mercado del reciclado.

Para el caso del aluminio, se incrementaría la presencia relativa de materiales flexibles, que en ocasiones también son multicapa, material de poco interés en el mercado del reciclaje. En todo caso, sería necesario adecuar los actuales criterios de calidad recuperada (ETMR) incrementando los envases flexibles admisibles.

Podemos concluir por tanto, que en el escenario donde conviven los sistemas SIG y SDDR, la calidad de los productos seleccionados de las plantas empeoraría.

Atentamente,

ASPLARSEM

www.asplarsem.com

ANEXO 8.6 IMPACTO AMBIENTAL ESTIMADO PARA RVM

Perfil ambiental integrado para la producción de 1 kg de maquinaria en Europa extraído de la base de datos input-output, FORWAST, 2010.

Calculation:	Analyse
Results:	Impact assessment
Product:	1 kg EU27 _66 Machinery and equipment n.e.c. (of project NAM based on FORWAST)
Method:	ILCD 2011 Midpoint V1.03
Indicator:	Characterisation
Skip categories:	Never
Exclude infrastructure processes:	No
Exclude long-term emissions:	No
Sorted on item:	Impact category
Sort order:	Ascending

Impact category	Unit	EU27 _66 Machinery and equipment n.e.c.
Climate change	kg CO2 eq	5,0284678
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	9,93E-08
Human toxicity, cancer effects	CTUh	4,95E-08
Human toxicity, non-cancer effects	CTUh	2,73E-07
Particulate matter	kg PM2.5 eq	0,001460925
Ionizing radiation HH	kBq U235 eq	0,19608719
Ionizing radiation E (interim)	CTUe	4,20E-07
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	0,020772292
Acidification	molc H+ eq	0,022988484
Terrestrial eutrophication	molc N eq	0,056652448
Freshwater eutrophication	kg P eq	0,000413753
Marine eutrophication	kg N eq	0,007040275
Freshwater ecotoxicity	CTUe	17,870493
Land use	kg C deficit	8,9293071

Water resource depletion	m3 water eq	0,015696672
Mineral, fossil & ren resource depletion	kg Sb eq	0,000166733

ANEXO 8.7 TASAS DE RETORNO Y RECICLAJE DE PAISES CON SDDR

En este Anexo se presentan las tasas de retorno pertenecientes a los diferentes estados o países que tienen implantado un SDDR para cierta tipología de envases. El alcance de los diferentes sistemas difiere en cuanto a tipología de envases incluidos (un solo uso o reutilizables), materiales considerados (metales, plásticos, vidrio, cartón para bebidas así como sectores afectados (cerveza, vinos, espirituosas, refrescantes, aguas, etc.), por lo que los datos que se muestran a continuación no son comparables entre sí.

La tasa de retorno, además, estará condicionada por la cantidad asignada al depósito que cada uno de los territorios afectados haya estipulado. En cuanto a la información disponible sobre el desempeño de los sistemas, en la mayoría de los casos no se han podido encontrar la cantidad de envases puestos en el mercado o adheridos al sistema y la cantidad de envases retornados a través de la devolución del depósito. En algunos casos, la tasa de retorno no se reporta de forma aislada, sino que se informa junto con los envases recuperados por otras vías, reportando la tasa de reciclado global y no la de los envases incluidos dentro del sistema de retorno de forma aislada. En algunos sistemas SDDR donde quedan afectados envases de un solo uso y reutilizables no se reportan las tasas diferenciadas, por lo que las tasas de retorno son conjuntas para envases de un solo uso y reutilizables.

TASA DE RETORNO POR ESTADOS USA		
Estado	Tasa de retorno	Periodo de seguimiento
CALIFORNIA	85%	Enero- Diciembre 2013
CONNECTICUT	58%	Enero- Diciembre 2013
HAWAII	0%	
IOWA	86%	Enero- Diciembre 2013
MASSACHUSETTS	65%	Enero- Diciembre 2013
MAINE	No se reporta la tasa de reciclado aislada. La tasa de reciclado total es 90%	Enero- diciembre 2013
MICHIGAN	95%	Enero- Diciembre 2013
NEW YORK	64%	Diciembre 2013- Noviembre 2014
OREGON	71%	Enero- Diciembre 2013
VERMONT	85%	Enero- Diciembre 2013
PROMEDIO	77,6% (Excl. HI)	

Fuente: (CRI, Container Recycling Institute, 2015)

http://www.container-recycling.org/images/stories/PDF/Beverage%20Container%20Recycling%20Rate%20March%202015%20Update.pdf

TASA DE RETORNO CANADA		
Estado	Tasa de retorno	Periodo de seguimiento
ALBERTA[a]	83%	2014
BRITISH COLUMBIA[b]	79,1%	2014
MANITOBA[c]	83%	2014
SASKATCHEWAN[d]	82%	2015
ONTARIO[e]	89%	2014-2015
QUEBEC[f]	78%	2014-2015
NEW BRUNSWICK[g]	85%	2014-2015
PRINCE EDWARD ISLAND[h]	82%	2014-2015
NEWFOUNDLAND AND LABRADOR[i]	71%	2014-2015
NORTHWEST TERRITORIES[j]	89%	2014-2015
YUKON[k]	82% (reutilizable)	2014-2015

a) http://bcmb.ab.ca/annual-report/2014/files/assets/basic-html/index.html#11
b) https://www.return-it.ca/ar2014/index.html#/executive-summary
c) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-Program-Performance.pdf
d) http://www.sarcan.ca/pages/environmental_impact
e) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf
f) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf
g) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf
h) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf
i) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf
j) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf
k) http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2016/12/WPW2016-FINAL-with-cover.pdf

TASA DE RETORNO AUSTRALIA		
Estado	Tasa de retorno	Periodo de seguimiento
SOUTH AUSTRALIA[a]	76,5%	2015-2016
NORTHERN TERRITORY[b]	54%	2015-2016

a) http://www.epa.sa.gov.au/environmental_info/container_deposit
b) https://ntepa.nt.gov.au/__data/assets/pdf_file/0017/285011/cds_annual_report_2014_2015.pdf

TASA DE RETORNO EUROPA		
Estado	Tasa de retorno	Periodo de seguimiento
CROACIA[a]	----	
ISRAEL[b]	78%	2016
GERMANY[c]	No reporte de la tasa de retorno. La tasa de reciclado envases : 97,8%	2014
ISLANDIA[d]	90%	2014
NORUEGA[e]	85%	2014
ESTONIA[f]	plástico 86% metal 64% vidrio 86%	2014
DINAMARCA[g]	89%	2014
FINLANDIA[h i]	PET 92% Metal 97% Vidrio 89%	2014
SUECIA[j]	84%	2015
LITUANIA[k]	No data available	

a) No se han encontrado datos oficiales disponibles de la tasa de retorno.
b) http://ela.org.il/uploads/files/recycle_data_infographics_2016.pdf
c) http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Bilder_Infografiken/verpackungen_gesamt_en_bf.pdf
d) http://www.endurvinnslan.is/english/
e) http://infinitum.no/file/14/9c78839f48be440a5ef59155090b203c/20150818_infinitum_a%CC%8Arsrapport_engelsk.pdf.
f) http://eestipandipakend.ee/wp-content/uploads/2012/01/EPP-tegevusaruanne-2014.pdf
g) http://www.dansk-retursystem.dk/wp-content/uploads/2016/01/Aarsrapport_2014.pdf
h) http://www.e-julkaisu.fi/palpa/kaikki_kiertaa/2014/mobile.html#pid=14
i) https://www.palpa.fi/news/?page=3"
j) http://pantamera.nu/pantsystem/statistik/pantstatistik/
k) De reciente implantación (febrero, 2016). No se han encontrado datos disponibles de la tasa de retorno.

ANEXO 9.1. ASIGNACIÓN DEL COSTE FIJO DEL VEHÍCULO PROPORCIONAL AL USO DEL MISMO

Los costes fijos de los vehículos utilizados para la recogida de los envases en los establecimientos y el transporte de los mismos a planta de conteo o planta de selección se ha asignado en función de su uso y siguiendo la siguiente metodología:

Para cada modelo de aceptación y cada tipo de establecimientos se han hecho los siguientes cálculos:

- Primero se ha calculado el número de vehículos necesarios para hacer la recogida para cada modelo de aceptación y tipología de establecimiento.
  - Datos utilizados:
    - A - Nº establecimientos que realizaran la recogida con el modelo de aceptación analizado,
    - B - Nº visitas a la semana de recogida de envases (dimensionado en el Capítulo 7).
    - C - Nº establecimientos que se recogen en cada viaje (dimensionado en el Capítulo 7 – modelo de transporte).
    - D - Nº Jornadas a la semana – 7 jornadas
  - Cálculo

    Nº vehículos = $\frac{A*B}{C*D}$

- Segundo, calculamos el % de asignación de los costes fijos de los vehículos por establecimiento como el ratio entre el número de vehículos necesarios para hacer la recogida para un determinado modelo de aceptación y tipología de establecimiento, entre el número de establecimientos de realizaran ese tipo de modo de aceptación

Los cálculos se han realizado por separado para el transporte de EELL y el transporte del vidrio, dado que cada uno de ellos utiliza un vehículo diferente y la recogida se hace por separado.

Las siguientes tablas recogen los cálculos:

Tabla A.9.1.1. Dimensionamiento de vehículos para EELL. [333]

Modelo de aceptación	Tipo de establecimiento	Nº establecimientos	Nº Visitas a la semana	Nº Puntos visitados por jornada	Jornadas	Número de vehículos	%Asignación de los costes fijos por establecimiento
CA	Hipermercados	45	7	5	7	**9**	**0,2000**
CB	Hipermercados	45	7	5	7	**9**	**0,2000**
	Grandes	553	5	9	7	**44**	**0,0794**
CC	Hipermercados	113	8	5	7	**26**	**0,2286**
	Grandes	1289	6	8	7	**138**	**0,1071**
	Medianos	1600	2	11	7	**42**	**0,0260**
CD	Hipermercados	249	9	6	7	**53**	**0,2143**
	Grandes	1842	8	10	7	**211**	**0,1143**
	Medianos	2133	4	15	7	**81**	**0,0381**
	Pequeños	3026	2	23	7	**38**	**0,0124**
CE	Medianos	1600	4	4	7	**229**	**0,1429**
	Pequeños	7060	2	6	7	**336**	**0,0476**
	Micro	9002	1	18	7	**71**	**0,0079**
	Tiendas Tradicionales	23055	1	18	7	**183**	**0,0079**
	Gasolineras	10712	1	12	7	**128**	**0,0119**
	Café Bar	174429	1	27	7	**923**	**0,0053**
	Hoteles y Restaurantes	62316	1	27	7	**330**	**0,0053**
	Consumo Nocturno	18138	1	27	7	**96**	**0,0053**

[333] El detalle de los cálculos se explica en la página anterior.

Tabla A.9.1.2. Dimensionamiento de vehículos para VIDRIO.

Modelo de aceptación	Tipo de establecimiento	Nº establecimientos	Nº Visitas a la semana	Nº Puntos visitados en el total jornada	Jornadas	Número de vehículos	%Asignación de los costes fijos por establecimiento
CA	Hipermercados	45	7	4	7	**11**	**0,2500**
CB	Hipermercados	45	7	4	7	**11**	**0,2500**
	Grandes	553	5	9	7	**44**	**0,0794**
CC	Hipermercados	113	9	6	7	**24**	**0,2143**
	Grandes	1289	7	11	7	**117**	**0,0909**
	Medianos	1600	3	18	7	**38**	**0,0238**
CD	Hipermercados	249	9	6	7	**53**	**0,2143**
	Grandes	1842	7	11	7	**167**	**0,0909**
	Medianos	2133	5	18	7	**85**	**0,0397**
	Pequeños	3026	2	31	7	**28**	**0,0092**
CE	Medianos	1600	4	6	7	**152**	**0,0952**
	Pequeños	7060	2	9	7	**224**	**0,0317**
	Micro	9002	1	26	7	**49**	**0,0055**
	Tiendas Tradicionales	23055	1	37	7	**89**	**0,0039**
	Gasolineras	10712	1	20	7	**77**	**0,0071**
	Café Bar	174429	1	34	7	**733**	**0,0042**
	Hoteles y Restaurantes	62316	1	25	7	**356**	**0,0057**
	Consumo Nocturno	18138	1	25	7	**104**	**0,0057**

ANEXO 9.2. MODELOS DE COSTES

Tabla A.9.2.1. Modelo de costes 1: Modelo CA para Hipermercados.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	35.054	0,009415	31%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	9.996	0,002685	9%
	Mantenimiento y limpieza	3.505	0,000942	3%
	Electricidad	1.838	0,000494	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	14.942	0,004013	13%
	Coste de formación de personal	125	0,000034	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.554	0,000417	1%
	Ocupación del espacio almacén interno	3.325	0,000893	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		18.340	0,004926	16%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**88.680**	**0,023819**	**77%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		11.129	0,002989	10%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		14.672	0,003941	13%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**25.801**	**0,006930**	**23%**
COSTE TOTAL		**114.481**	**0,0307**	**100%**

Tabla A.9.2.2. Modelo de costes 2: Modelo CB para Hipermercados.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	35.054	0,009415	33%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	9.996	0,002685	9%
	Mantenimiento y limpieza	3.505	0,000942	3%
	Electricidad	1.838	0,000494	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	14.942	0,004013	14%
	Coste de formación de personal	125	0,000034	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.554	0,000417	1%
	Ocupación del espacio almacén interno	3.325	0,000893	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		18.340	0,004926	17%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**88.680**	**0,023819**	**83%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		11.209	0,003011	10%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		7.490	0,002012	7%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**18.700**	**0,005023**	**17%**
COSTE TOTAL		**107.380**	**0,0288**	**100%**

Tabla A.9.2.3. Modelo de costes 3: Modelo CC para Hipermercados.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	24.915	0,006697	23%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	4.998	0,001343	5%
	Mantenimiento y limpieza	2.492	0,000670	2%
	Electricidad	1.962	0,000527	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	23.059	0,006198	21%
	Coste de formación de personal	125	0,000034	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	2.384	0,000641	2%
	Ocupación del espacio almacén interno	2.992	0,000804	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		20.440	0,005494	19%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**83.366**	**0,022407**	**77%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		10.044	0,002700	9%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		14.594	0,003922	14%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**24.638**	**0,006622**	**23%**
COSTE TOTAL		**108.004**	**0,029**	**100%**

Tabla A.9.2.4. Modelo de costes 4: Modelo CD para Hipermercados.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	45.961	0,012353	34%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	9.282	0,002495	7%
	Mantenimiento y limpieza	4.596	0,001235	3%
	Electricidad	2.169	0,000583	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	23.059	0,006198	17%
	Coste de formación de personal	125	0,000034	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	4.399	0,001182	3%
	Ocupación del espacio almacén interno	0	0,000000	0%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		20.404	0,005484	15%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**109.996**	**0,029564**	**81%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		11.120	0,002989	8%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		14.797	0,003977	11%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**25.917**	**0,006966**	**19%**
COSTE TOTAL		**135.913**	**0,0365**	**100%**

Tabla A.9.2.5. Modelo de costes 5: Modelo CB para Super Grande.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	20.031	0,017422	41%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	5.712	0,004968	12%
	Mantenimiento y limpieza	2.003	0,001742	4%
	Electricidad	826	0,000718	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	4.612	0,004011	9%
	Coste de formación de personal	125	0,000109	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.721	0,001497	4%
	Ocupación del espacio almacén interno	1.518	0,001320	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		4.764	0,004143	10%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**41.312**	**0,035930**	**85%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		4.259	0,003704	9%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		3.119	0,002713	6%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**7.378**	**0,006417**	**15%**
COSTE TOTAL		**48.690**	**0,0423**	**100%**

Tabla A.9.2.6. Modelo de costes 6: Modelo CC para Super Grande.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	10.884	0,009466	25%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	2.142	0,001863	5%
	Mantenimiento y limpieza	1.088	0,000947	2%
	Electricidad	785	0,000683	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	7.379	0,006417	17%
	Coste de formación de personal	125	0,000109	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	2.384	0,002073	5%
	Ocupación del espacio almacén interno	1.360	0,001183	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		6.216	0,005406	14%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**32.364**	**0,028147**	**74%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		4.838	0,004208	11%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		6.730	0,005853	15%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**11.568**	**0,010061**	**26%**
COSTE TOTAL		**43.931**	**0,0382**	**100%**

Tabla A.9.2.7. Modelo de costes 7: Modelo CD para Super Grande.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	17.900	0,015568	34%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	3.570	0,003105	7%
	Mantenimiento y limpieza	1.790	0,001557	3%
	Electricidad	854	0,000743	2%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	7.379	0,006417	14%
	Coste de formación de personal	125	0,000109	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.712	0,001489	3%
	Ocupación del espacio almacén interno	0	0,000000	0%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		5.840	0,005079	11%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**39.170**	**0,034066**	**75%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		5.897	0,005128	11%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		7.149	0,006218	14%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**13.046**	**0,011346**	**25%**
COSTE TOTAL		**52.216**	**0,0454**	**100%**

Tabla A.9.2.8. Modelo de costes 8: Modelo CC para Super Mediano.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	10.884	0,026297	44%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	2.142	0,005175	9%
	Mantenimiento y limpieza	1.088	0,002630	4%
	Electricidad	345	0,000834	1%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	2.767	0,006685	11%
	Coste de formación de personal	125	0,000302	1%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.040	0,002513	4%
	Ocupación del espacio almacén interno	1.360	0,003286	5%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		2.472	0,005972	10%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**22.224**	**0,053695**	**89%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		1.021	0,002466	4%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		1.723	0,004164	7%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**2.744**	**0,006630**	**11%**
COSTE TOTAL		**24.968**	**0,0603**	**100%**

Tabla A.9.2.9. Modelo de costes 9: Modelo CD para Super Mediano.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	10.884	0,026297	43%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	2.142	0,005175	9%
	Mantenimiento y limpieza	1.088	0,002630	4%
	Electricidad	345	0,000834	1%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	2.767	0,006685	11%
	Coste de formación de personal	125	0,000302	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.040	0,002513	4%
	Ocupación del espacio almacén interno	0	0,000000	0%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		2.212	0,005344	9%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**20.604**	**0,049781**	**82%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		1.792	0,004331	7%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		2.706	0,006539	11%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**4.499**	**0,010869**	**18%**
COSTE TOTAL		**25.103**	**0,0607**	**100%**

Tabla A.9.2.10. Modelo de costes 10: Modelo CE para Super Mediano.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	18.650	0,045060	50%
	Coste de movimiento de material al almacén	3.105	0,007503	8%
	Coste de formación personal	125	0,000302	0%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	602	0,001456	2%
	Ocupación del espacio almacén interno	610	0,001474	2%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		1.829	0,004419	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**24.922**	**0,060213**	**67%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		5.262	0,012714	14%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		6.750	0,016308	18%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**12.012**	**0,029022**	**33%**
COSTE TOTAL		**36.934**	**0,0892**	**100%**

Tabla A.9.2.11. Modelo de costes 11: Modelo CD para Super Pequeño.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MAQUINARIA (PARTE FIJA)	Maquinaria	10.884	0,069287	56%
MAQUINARIA (PARTE VARIABLE)	Seguro	2.142	0,013635	11%
	Mantenimiento y limpieza	1.088	0,006929	6%
	Electricidad	194	0,001235	1%
MANO DE OBRA	Vaciado Máquina	1.845	0,011743	9%
	Coste de formación de personal	125	0,000796	1%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	1.040	0,006622	5%
	Ocupación del espacio almacén interno	0	0,000000	0%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		1.016	0,006467	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**18.335**	**0,116713**	**94%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		498	0,003168	3%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		773	0,004922	4%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**1.271**	**0,008090**	**6%**
COSTE TOTAL		**19.606**	**0,1248**	**100%**

Tabla A.9.2.12. Modelo de costes 12: Modelo CE para Super Pequeño.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	7.056	0,044919	46%
	Coste de movimiento de material al almacén	1.230	0,007829	8%
	Coste de formación personal	125	0,000796	1%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	602	0,003835	4%
	Ocupación del espacio almacén interno	523	0,003327	3%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		738	0,004697	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**10.274**	**0,065403**	**68%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		2.306	0,014682	15%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		2.595	0,016519	17%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**4.901**	**0,031201**	**32%**
COSTE TOTAL		**15.176**	**0,0966**	**100%**

Tabla A.9.2.13. Modelo de costes 13: Modelo CE para Micro Super.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	2.029	0,047128	46%
	Coste de movimiento de material al almacén	384	0,008925	9%
	Coste de formación personal	125	0,002903	3%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	386	0,008959	9%
	Ocupación del espacio almacén interno	395	0,009181	9%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		227	0,005279	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**3.547**	**0,082376**	**80%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		420	0,009756	9%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		485	0,011262	11%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**905**	**0,021018**	**20%**
COSTE TOTAL		**4.452**	**0,1034**	**100%**

Tabla A.9.2.14. Modelo de costes 14: Modelo CE para Tienda Tradicional.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	1.579	0,050110	44%
	Coste de movimiento de material al almacén	261	0,008294	7%
	Coste de formación personal	125	0,003967	4%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	386	0,012243	11%
	Ocupación del espacio almacén interno	344	0,010919	10%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		167	0,005293	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**2.862**	**0,090826**	**81%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		309	0,009804	9%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		380	0,012062	11%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**689**	**0,021867**	**19%**
COSTE TOTAL		**3.551**	**0,1127**	**100%**

Tabla A.9.2.15. Modelo de costes 15: Modelo CE para Gasolineras.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	2.037	0,047292	41%
	Coste de movimiento de material al almacén	338	0,007853	7%
	Coste de formación personal	125	0,002903	3%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	602	0,013991	12%
	Ocupación del espacio almacén interno	384	0,008916	8%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		227	0,005263	5%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**3.713**	**0,086218**	**74%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		633	0,014694	13%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		642	0,014913	13%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**1.275**	**0,029607**	**26%**
COSTE TOTAL		**4.988**	**0,1158**	**100%**

Tabla A.9.2.16. Modelo de costes 16: Modelo CE para Café Bar.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	3.086	0,178209	65%
	Coste de movimiento de material al almacén	200	0,011541	4%
	Coste de formación personal	125	0,007219	3%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	386	0,022278	8%
	Ocupación del espacio almacén interno	308	0,017783	6%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		95	0,005487	2%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**4.200**	**0,242517**	**88%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		248	0,014325	5%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		308	0,017787	6%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**556**	**0,032112**	**12%**
COSTE TOTAL		**4.756**	**0,2746**	**100%**

Tabla A.9.2.17. Modelo de costes 17: Modelo CE para Restaurantes / Hoteles.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	1.254	0,058614	39%
	Coste de movimiento de material al almacén	231	0,010781	7%
	Coste de formación personal	125	0,005844	4%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	386	0,018036	12%
	Ocupación del espacio almacén interno	316	0,014751	10%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		121	0,005665	4%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**2.432**	**0,113690**	**76%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		357	0,016678	11%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		406	0,018996	13%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**763**	**0,035673**	**24%**
COSTE TOTAL		**3.195**	**0,1494**	**100%**

Tabla A.9.2.18. Modelo de costes 18: Modelo CE para Consumo Nocturno.

COSTE GESTIÓN EN ESTABLECIMIENTO		€/establecimiento	€/envase	%
MANO DE OBRA	Coste de aceptación del envase y devolución del retorno	2.020	0,095373	51%
	Coste de movimiento de material al almacén	215	0,010163	5%
	Coste de formación personal	125	0,005903	3%
ESPACIO	Ocupación del suelo comercial	386	0,018216	10%
	Ocupación del espacio almacén interno	312	0,014720	8%
COSTE DE CAJAS Y BOLSAS		117	0,005522	3%
COSTE TOTAL ANUAL GESTION EN EL ESTABLECIMIENTO		**3.175**	**0,149897**	**80%**
COSTE TRANSPORTE DES DE ESTABLECIMIENTO A PLANTA				
VEHICULO		383	0,018063	10%
TIEMPO DEL TRANSPORTISTA		419	0,019805	11%
COSTE TOTAL ANUAL DE TRANSPORTE DESDE ESTABLECIMIENTO A PLANTA		**802**	**0,037868**	**20%**
COSTE TOTAL		**3.977**	**0,1878**	**100%**

ANEXO 10.1: LISTADO DE ESTUDIOS DE IMPACTO SOCIAL REVISADOS (POR ORDEN CRONOLÓGICO INVERSO)

Estudio	Ámbito geográfico	Categoría de impacto social	Evaluación cualitativa	Evaluación cuantitativa	Evaluación monetizada	Consulta a grupos de interés afectados
Covec, 2016	Nueva Zelanda	• Costes de transporte y tiempo asociado a la devolución de los envases por parte de los consumidores	sí	sí	Sí	?
Eunomia, 2015	Escocia (Reino Unido)	• Reducción del *littering* terrestre (incluido en costes/beneficios ambientales)	sí	sí	Sí	(sí)
UPM & UAH, 2015	España	• Impacto social de SCRAP y SDDR (pregunta abierta a entrevistados)	sí	no	No	sí
Marsden Jacob Associates, 2014)	Tasmania (Australia)	• Costes de desplazamiento de los consumidores para retornar los envases (costes operativos de vehículo) y tiempo empleado para la devolución de los envases	sí	sí	Sí	(sí)
Reclay StewardEdge Inc., 2014	Minnesota (Estados Unidos)	• Creación de empleo	sí	sí	No	sí
Retorna & FPRCR, 2013	Municipio de Cadaqués (España)	• Opinión de ciudadanos y comerciantes con respecto a SCRAP y SDDR	sí	sí	No	(sí)
Eunomia, 2012	España	• Reducción del *littering*	sí	no	No	no
CECU, 2011	España	• Inconvenientes/ventajas de un SDDR para ciudadanos	sí	sí	No	(sí)
INTERTEK RDC, 2011	Bélgica	• Tiempo del consumidor para la devolución de los envases (incluido en costes/beneficios económicos) • Creación de empleo • Impacto visual del *littering* (latas)	sí	sí	Sí	sí
ISTAS, 2011	España	• Creación de empleo	sí	sí	No	(sí)

PwC, 2011	Alemania	• Diversas categorías de impacto social	sí	sí/no	No	sí
PwC & WCS, 2011	Australia	• Costes de desplazamiento de los consumidores para retornar los envases (costes operativos de vehículo) y tiempo empleado para gestionar los envases • Disposición a pagar de la sociedad por un mayor reciclado de envases • Disposición a pagar de la sociedad por una reducción del *littering*	sí	sí	sí	(sí)
Sismega, 2011	España	• Participación ciudadana	sí	no	no	(sí)
Eunomia, 2011 (a)	Reino Unido	• Creación de puestos de trabajo	sí	sí	no	no
UBA, 2010	Alemania	• Reducción del littering • Diversas categorías de impacto social	sí	sí/no	no	sí
Eunomia, 2010	Reino Unido	• Reducción del *littering* (incluido en costes/beneficios ambientales)	sí	sí	Sí	no
Lavee, D., 2010	Israel	• Espacios públicas más limpios • Aumento del empleo	sí	sí	Sí	no
Prognos, 2007	Alemania	• Efecto sobre littering	sí	sí/no	si/no	?
Berger, R., 2007	Alemania	• Efecto sobre littering	sí	sí/no	no	?
Vigsø, D., 2004	Dinamarca	• Dedicación de tiempo para separar y retornar envases • Prevención del littering	sí	no	no	no
Institute for Sustainable Futures, 2001	Nueva Gales del Sur (Australia)	• Desplazamiento de consumidores para retornar envases (combustible y amortización vehículos) • Tiempo y trabajo dedicado por consumidores	sí	sí	Sí	sí

ANEXO 10.2: LISTADO DE PERSONAS ENTREVISTADAS (POR ORDEN ALFABÉTICO DEL NOMBRE DE LA ORGANIZACIÓN)

- Ascensión Cerezo (AACCU - Asociación de Amas de Casa y Consumidores Usuarios de Madrid)
- Diana Tomey (ACES - Asociación de Cadenas Españolas de Supermercados)
- José Mª Bonmatí (AECOC - Asociación de Fabricantes y Distribuidores)
- Ángela Osma (ANAIP - Asociación Española de Industriales de Plásticos)
- Lucrecia Marín (ANAREVI - Agrupación Nacional de Reciclado de Vidrio)
- David Eslava (ANARPLA - Asociación Nacional de Recicladores de plástico)
- Mª Teresa Carbonell (ANEABE - Asociación Nacional de Empresas de Aguas de Bebida Envasadas)
- Antonio Balairón (ANEP - Asociación Nacional del Envase de PET)
- Carlota Crespo (ANFABRA - Asociación de Bebidas Refrescantes)
- Juan Martín Cano (ANFEVI - Asociación Nacional de Fabricantes de Envases de Vidrio)
- Idoia Marquiegui (ANGED - Asociación Nacional de Grandes Empresas de Distribución)
- Francesc Giró (ARC - Agència de Residus de Catalunya)
- José Miguel Benavente (ARPAL - Asociación para el Reciclado de Productos de Aluminio)
- María Martínez-Herrera (ASEDAS - Asociación Española de Distribuidores, Autoservicios y Supermercados)
- Miguel Aballe (Asociación de Latas de Bebidas)
- Estibaliz López-Samaniego (Asociación Vertidos Cero)
- Alfonso Mena (ASOZUMOS - Asociación Española de Fabricantes de Zumos)
- Agustín Martínez (ASPLARSEM - Asociación de Empresas de Recuperación y Selección de Envases de Residuos Municipales)
- Manoly Hernández (CEC - Confederación Española de Comercio)
- Fernando Móner (CECU - Confederación de Consumidores y Usuarios)
- Consejo Quesada (Cerveceros de España)
- Teresa Martínez (Cicloplast - Entidad que representa a las empresas del sector plásticos)
- Mireia Cañellas (Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya)
- Carlos Vázquez (Direcció de Serveis de Neteja i Gestió de Residus del Ajuntament de Barcelona)

- Víctor Manuel Sarabia (Dirección General de Servicios de Limpieza y Residuos del Ayuntamiento de Madrid)
- Juan Pedro López (ECOACERO - Asociación Ecológica para el Reciclado de la Hojalata)
- José Manuel Fernández (FEDISHORECA - Federación Española de Empresas de Distribución a Hostelería y Restauración)
- Beatriz Cecilia Ruiz (FEHR - Federación Española de Hostelería)
- Ricardo Luis Izquierdo (FEMP - Federación Española de Municipios y Provincias)
- Pau Roca (FEV - Federación Española del Vino)
- Paula Cinto (FIAB - Federación Española de Industrias de Alimentación y Bebidas)
- Paloma Sánchez (FIAB - Federación Española de Industrias de Alimentación y Bebidas)
- Gustavo Samayoa (FUCI - Federación de Usuarios y Consumidores Independientes)
- Belén Ramos (OCU - Organización de Consumidores y Usuarios)
- David Barrio (RECIPAP – Entidad que representa al sector de los envases de papel y cartón)
- Joan Miquel Trullols (Serveis de Prevenció i Gestió de Residus del Àrea Metropolitana de Barcelona)
- Miquel Colom (Servei de Residus i sòls contaminats del Govern de les Illes Balears)
- David Pérez Cano (UCE - Unión de Consumidores de España)
- María Eulalia Bermejo (UCEX - Unión de Consumidores de Extremadura)

ANEXO 10.3: GUIÓN PARA LA ENTREVISTA CON REPRESENTANTES DE LOS *STAKEHOLDERS*

Agradecimiento por haber aceptado realizar la entrevista

Explicación del proyecto y de la metodología

Objetivo de la entrevista

PREGUNTAS:

1. ¿Cuáles crees que son los principales **beneficios** o **perjuicios** que se derivan del actual sistema de recogida de envases por contenedor (SCRAP) o de la introducción de un sistema de depósito (SDDR)
    a) para el colectivo que tu representas?
    b) para la sociedad en general?
2. OPCIONAL: ¿Se te ocurre algún indicador que pudiera utilizarse para medir este beneficio o perjuicio?
3. OPCIONAL: ¿Y alguna cuantificación monetaria de referencia?

Agradecimiento y despedida

ANEXO 10.4: EFECTOS DEL SDDR PERCIBIDOS EN LAS ENTREVISTAS CON LOS *STAKEHOLDERS*

Tabla A.10.4.1: Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para los fabricantes de envases.

Efectos del SDDR	Descripción
Imposición en el mercado	Discriminación en el mercado de determinados materiales de envases, que puede originar pérdida de competitividad. Tendrá un efecto sobre ventas de diferentes tipos de envases (p.ej. latas vs botellas vidrio), ya que el sector de alimentación es un sector muy sensible.
Disminución de la demanda de productos SDDR debido al depósito	El depósito produce un aumento de precio (financiero) que puede significar un problema para los consumidores: coyuntura momentánea difícil; mayoría de productos SDDR son productos básicos, como productos de alimentación son perecederos (tienen fecha de caducidad).
Aumento de la tarifa del SCRAP	Debido a que se sacan materiales valiosos del SCRAP, se encarecerá este sistema de recogida y se tendrá que subir la tasa correspondiente (punto verde).
Descenso de los precios (reducción de ingresos)	Los costes a asumir por envasadores y distribuidores para implantar el SDDR pueden repercutir en la negociación de precios a la baja para los fabricantes de envases.

Tabla A.10.4.2: Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para los envasadores.

Efectos del SDDR	Descripción
Posible pago de tasa administrativa	Es previsible que los envasadores tengan que pagar una tasa administrativa al operador del SDDR para financiar el sistema.
Cambio de etiquetado	Los envasadores deberán adaptar sus líneas de producción para adaptarse al etiquetado identificador de los envases SDDR, lo que les ocasionará costes.
Peligro de fraude en el etiquetado	Existe un riesgo de fraude con respecto a imitaciones del etiquetado.
Dedicación de tiempo de personal	Dedicación de personal necesaria para las tareas asociadas a la gestión de los depósitos.
Costes financieros	Se ocasionarán costes financieros por avanzar los depósitos.
Discriminación de determinados tipos de envases	Discriminación en el mercado de determinados tipos de envases (y productos), que puede originar pérdida de competitividad.
Distorsión de la competencia	Posible exoneración de pequeños envasadores.
Disminución de la demanda de productos SDDR debido al depósito/repercusión de costes SDDR en el precio	Efecto sobre todo en los productos de la gama baja (elasticidad de precio), el sector de alimentación es un sector muy sensible.
Impacto sobre el envase reutilizable en el sector hostelería	Al tener que gestionar un sistema adicional de recogida de envases en el sector hostelería, es posible que afecta al segmento de productos envasados reutilizables.
Aumento de la tarifa del SCRAP	Debido a que se sacan materiales valiosos del SCRAP, se encarecerá este sistema de recogida y se tendrá que subir la tasa

	correspondiente (punto verde). Incluso puede peligrar la viabilidad económica del SCRAP en el caso del vidrio.
Inseguridad jurídica	Si los sectores afectados por la implantación del SDDR consideran que no es compatible con el marco jurídico vigente, puede producirse un período de litigios marcado por una inseguridad jurídica.

Tabla A.10.4.3: Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para los distribuidores y establecimientos de venta.

Efectos del SDDR	Descripción
Dedicación de espacio para almacenamiento de residuos e instalación de máquinas	La dedicación de espacio implica reducir el surtido ofrecido de productos y genera unos costes de oportunidad (de venta de más productos).
Dedicación de tiempo de personal	Dedicación de personal necesaria para la gestión de la aceptación y el almacenamiento de los residuos, la devolución del depósito y la supervisión de estos trabajos. Seguramente no se crearán empleos nuevos, sino se incrementarán las funciones del personal.
Manipulación de residuos	El hecho de manipular residuos puede hacer necesario una autorización de gestor de residuos. Las condiciones de manipulación de residuos pueden tener implicaciones para los sistemas de seguridad alimentaria e higiene (problemas sanitarios) y generar sobrecostes para cumplir con los estándares.
Medidas de seguridad en las tiendas	Posibles incidentes por petición de residuos por parte de indigentes, robos de máquinas o almacenes.
Formación de personal	Formación al personal sobre la correcta gestión de los residuos y capacidad de atender al público con dudas/quejas.
Daños en imagen/reputación	Frustración de los clientes por problemas de admisión de residuos, colas largas, incidentes, etc.
Modificación del sistema (informático) administrativo/contable	Será necesario modificar el sistema para incluir la “contabilidad” de los depósitos.
Descuadre temporal del balance de venta/recogida de envases	Temporalmente el comercio puede vender más envases de los que recoge o viceversa. Teóricamente esto se corregirá a través del operador del sistema SDDR.
Pérdidas por errores en la aceptación de residuos	En la recogida manual pueden aceptarse residuos que luego no serán aceptados por el sistema SDDR (por deterioro, envase extranjero, etc.)
Adquisición de material y máquinas	Los establecimientos se verán obligados a adquirir el material necesario para la recogida de los residuos SDDR, y en caso dado comprar máquinas de alto coste.
Contratación de servicios de recogedor externo	No todas las empresas utilizan logística inversa y pueden verse obligadas a contratar los servicios de un recogedor externo. Por otra parte, las visitas de las empresas de distribución de bebidas podrían aprovecharse para logística inversa. En este sentido, para las empresas de distribución, el SDDR puede suponer un potencial de mercado y de ingresos
Disminución de la demanda de productos SDDR debido al depósito	El depósito produce un aumento de precio (financiero) que puede significar un problema para los consumidores, sobre todo si no pueden o no quieren devolver el envase.
Inseguridad jurídica	Si los sectores afectados por la implantación del SDDR consideran que no es compatible con el marco jurídico vigente,

	puede producirse un período de litigios marcado por una inseguridad jurídica.
Desequilibrio entre grande y pequeño comercio	Proporcionalmente los pequeños comercios se verán más afectados por los costes ocasionados (personal y/o máquinas).
Problemas "transfronterizos"	Los comercios de zonas fronterizas con Francia, Portugal y Andorra se enfrentarán a numerosas pérdidas debido a la "migración de consumidores".
Problemas derivados de la implantación sólo en algunas Comunidades Autónomas	Introduce barreras a la libre circulación de mercancías y productos, en la medida en que tanto para importadores como para exportadores obliga a mantener líneas de envasado diferentes recogiendo o no el etiquetado identificador del SDDR.
Compensación por envase recogido	Según RETORNA, los comercios podrían percibir un ingreso por la gestión de los envases.
Aumento de la fidelidad del consumidor	Por el hecho de que los consumidores hayan de retornar los envases a los establecimientos, aumenta la fidelidad del consumidor y la oportunidad de una nueva venta (probablemente con mayor impacto en el pequeño comercio en comparación con el supermercado).

Tabla A.10.4.4: Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para las entidades locales

Efectos del SDDR	Descripción
Ahorro en servicios de recogida y limpieza	La implantación de un SDDR permitirá ajustar los servicios de recogida y tratamiento de los residuos de envases y la fracción resto y de la limpieza viaria en los municipios.
Reducción de los ingresos por parte de SCRAP	La disminución de parte de los envases presentes en los sistemas de recogida convencionales supondría la reducción de una parte de los ingresos que perciben las entidades locales por parte del SCRAP.
Incremento de los costes de la gestión de residuos SCRAP	La implantación del SDDR reduciría la cantidad y calidad del material recogido en el SCRAP, por lo que se encarecerían los costes de éste.
Disminución de la eficiencia de las plantas de selección	La implantación del SDDR reduciría la cantidad y calidad del material que llega a las plantas de selección y recuperación de envases, lo que repercutiría en su rendimiento e incluso podría llevar a un sobredimensionamiento de las instalaciones actuales.
Aumento de suciedad en las zonas de contenedores	Debido a gente que remueve y busca residuos SDDR en contenedores y papeleras podría incrementarse la suciedad en determinados espacios públicos.
Cambio de contratos de recogida de envases	Se requiere la adecuación de los contratos de recogida de envases y fracción resto, limpieza viaria y tratamiento que hay en la actualidad.

Tabla A.10.4.5 Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para las organizaciones recicladoras y recuperadoras

Efectos del SDDR	Descripción
Mejora de la tasa de recogida de residuos SDDR	La tasa total de recuperación de residuos aumentaría unos cuantos puntos porcentuales, aunque la experiencia de otros países muestra que no se llegaría al 100%.
Aumento de la calidad del material recogido en el SDDR	La **separación en origen** de un SDDR implicaría un incremento de la **calidad** del material recogido en comparación con el SCRAP.

	Esto supondría menores costes asociados al tratamiento de impropios de este material y mayores precios de venta del material reciclado.

Tabla A.10.4.6: Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para los consumidores

Efectos del SDDR	Descripción
Dedicación de espacio para almacenamiento de los residuos SDDR en los hogares	El consumidor tiene que habilitar un nuevo cubo o bolsa para separar los residuos SDDR y almacenarlos sin deterioro, adicional al almacenamiento de los residuos SCRAP. Eso implicará una dedicación de espacio en las viviendas que generalmente son pequeñas.
Mayor complejidad en la separación de residuos	El consumidor tendrá que aprender otra norma de separación de residuos, que no dependerá solamente del material de envase sino también de su contenido (p.ej. brick de zumo versus brick de leche).
Dedicación de tiempo para la devolución de los residuos SDDR	El consumidor deberá hacer una ruta adicional a la hora de llevar los residuos, ya que debe de ir a devolver los residuos SDDR a los comercios. Se puede estimar que la frecuencia es más alta que la de llevar los residuos SCRAP a los contenedores, ya que el espacio de almacenamiento requerido es mayor (cubos/bolsas se llenan antes). El consumidor deberá planificar la devolución de los residuos SDDR, ya que tiene que adaptarse a los horarios comerciales (a diferencia de los contenedores que no tienen horario). En los comercios, la dedicación de tiempo irá en función de las colas para devolver los residuos en las máquinas o manualmente y el posterior canjeo del ticket recibido. Estas cuestiones pueden representar problemas especialmente para la gente mayor (envejecimiento de la población).
Riesgo de pérdida del depósito	En caso de que el envase haya sufrido algún desperfecto y la máquina o el comercio no lo acepte para su devolución, el consumidor pierde el importe abonado previamente como depósito. Puede darse una sensación de frustración y engaño por parte del consumidor.
Incremento de precio de productos SDDR o en general	Posible incremento de los productos (de bebida) debido al aumento de costes en la cadena de fabricación a causa de la introducción del SDDR.
Problemas de malos olores e higiene	El consumidor tendrá que almacenar los residuos durante cierto tiempo para obtener un mínimo de volumen, período en que pueden aparecer problemas de malos olores e higiene
Pago del depósito	El depósito produce un aumento de precio (financiero) que puede significar un problema para los consumidores: coyuntura momentánea difícil; mayoría de productos SDDR son productos básicos. Por otro lado, la recuperación del depósito representa un incentivo para devolver envase y participar en el sistema SDDR, se premia al ciudadano que participa en el sistema

Tabla A.10.4.7 Efectos positivos/negativos del SDDR percibidos para la sociedad (ciudadanos) y medio ambiente

Efectos del SDDR	Descripción
Mejora de las tasas de recogida y reciclado de residuos SDDR	Se incrementarían las tasas de reciclaje.
Efecto desincentivador sobre la recogida selectiva (efecto "rebote")	Como respuesta al esfuerzo adicional requerido por el sistema SDDR o la frustración en casos de no aceptación de los residuos por deterioro, algunos consumidores pueden optar por depositar los residuos en la fracción resto en vez de los contenedores SCRAP. En la actualidad existen muchas vías de segregación de residuos (SCRAP, medicamentos, pilas, etc.) y el ciudadano puede sentir cierta "fatiga" de participar en la recogida selectiva de éstos. Como consecuencia, bajaría la tasa de recogida/reciclaje del sistema SCRAP.
Impacto positivo sobre el medio ambiente	Se reduciría la cantidad de basura que va a los vertederos o que se incinera y, en consecuencia se reducirían las emisiones de CO2.
Aumento de la concienciación de la gente con respecto al reciclaje	Mediante el SDDR se da un valor al envase y puede convertirse en una herramienta de concienciación social.
Reducción de basuras arrojadas al entorno *(littering)*	Reducción de la basura en calles, parques y espacios públicos o en el campo, las playas o el mar, y el consiguiente impacto visual. Un buen ejemplo es el resultado de los eventos en los que las bebidas se venden con depósito. Hay que diferenciar entre *littering* marino y terrestre.
Problemas de suciedad y robos en los contenedores	Debido a la gente rebuscando en los contenedores situados en espacios públicos puede incrementarse la suciedad. La recogida informal de los residuos puede llevar a "mafias".
Efecto desincentivador sobre la prevención de residuos	La introducción de un SDDR puede tener un efecto desincentivador sobre la elaboración de los planes de prevención de residuos y las medidas de ecodiseño. Los envasadores que participan en el SCRAP tienen un aliciente económico para reducir el peso de sus envases, ya que pagan en función de peso y material.
Impacto ambiental derivado de la necesidad de transporte	Las necesidades de transporte derivadas de la logística de recogida de los residuos SDDR (existencia de dos sistemas de recogida en paralelo) implican un consumo de combustible y emisiones de CO2.
Impulso a los envases reutilizables	La introducción SDDR favorecerá los envases reutilizables, que tienen menor impacto ambiental en comparación con los envases de un solo uso.
Creación de puestos de trabajo	La implantación del SDDR podría crear nuevos puestos de trabajo (recogida, conteo y transporte de residuos SDDR) a la vez que podría destruir empleo (recogida de residuos SCRAP y urbanos, limpieza viaria, plantas de selección).

ANEXO 10.5 DATOS UTILIZADOS PARA CUANTIFICAR Y MONETIZAR EL IMPACTO SOCIAL

Tabla A.10.5. 1: Espacio dedicado al almacenamiento de residuos de vidrio, EELL y residuos SDDR en el hogar.

Indicador	Valor	Fuente	Comentario
Hogares con cubos para vidrio	A 77,5% y B 70,8%	Instituto APOLDA, 2016 y cálculo de extrapolación	
Hogares con cubos para EELL	A 83,5% y B 79,8%	Instituto APOLDA, 2016 y cálculo de extrapolación	
Viviendas con menos de 60 m^2 en España	14,2%	Instituto Nacional de Estadística (INE): Censo de Población y Viviendas 2011	
Superficie ocupada por cubo para separación de residuos en el hogar	0,053 m^2	Consulta de modelos de contenedores comercializados en España por internet (septiembre 2016)	Promedio de diferentes modelos que varían en capacidad de 8 a 20 litros y en superficie de 0,023 a 0,11 m^2
Superficie dedicada al almacenamiento de vidrio, EELL y residuos SDDR	A 0,085 m^2 y B 0,127 m^2	Cálculo: Σ % hogares con cubos correspondientes x superficie ocupada por cubo	
Precio medio de la vivienda en alquiler en España	6,89 EUR/m^2	Datos reportados por Fotocasa e Idealista para diciembre 2014	Dato promedio de las dos fuentes
Coste anual de espacio dedicado	A 1,00 EUR y B 1,49 EUR	Cálculo: % viviendas con menos de 60 m^2 x espacio dedicado al almacenamiento de residuos x precio medio de alquiler x nº meses al año	

Tabla A.10.5. 2. Tiempo de transporte y deposición de residuos de vidrio y EELL (por hogar)

Indicador	Valor	Fuente	Comentario
Hogares con cubos para EELL	A 83,5% y B 79,8%	Instituto APOLDA, 2016 y cálculo de extrapolación	
Frecuencia de vaciado de los cubos de vidrio	1 vez a la semana	Instituto APOLDA, 2016	
Frecuencia de vaciado de los cubos de EELL	Cada 2 ó 3 días	Instituto APOLDA, 2016	
Desplazamientos semanales de hogar a contenedor municipal	2	Instituto APOLDA, 2016	A partir de las respuestas a la encuesta se asume que los hogares se desplazan 2 veces por semana: una para llevar EELL y otra para llevar EELL y vidrio
Distancia media de hogar a contenedor municipal	100 m	Estimación propia	Basada en la recomendación del Convenio Marco Comunidad de Madrid-Ecoembes, Anexo VIII, pág. 7

Distancia media recorrida por semana	400 m	Cálculo: nº desplazamientos por semana x (distancia media hogar a contenedor municipal x 2)* *multiplicado por 2 para contabilizar ida y vuelta	
Velocidad media a pie	1,35 m/s	PwC & WCS, 2011	Dato de VicRoads *Supplement to the Austroads Guide to Road Design*, Part 6A
Tiempo dedicado al transporte de residuos de vidrio y EELL al año	*A 12.865 s y B 12.295 s*	Cálculo: % hogares con cubos de EELL x (distancia media recorrida por semana / velocidad media a pie) x nº semanas al año	
Tiempo medio para transferir residuos de vidrio y EELL de cubos/bolsas a contenedor municipal	5 s	PwC & WCS, 2011	
Tiempo dedicado a la deposición de residuos de vidrio y EELL al año	*A 434 s y B 415 s*	Cálculo: % hogares con cubos de EELL x (nº desplazamientos por semana x tiempo para transferir residuos a contenedor municipal) x nº semanas al año	

Tabla A.10.5.3. Tiempo de transporte de residuos SDDR a comercios (por hogar)

Indicador	Valor	Fuente	Comentario
Visitas mensuales a las diferentes tipologías de comercio actuales y proyectadas	Promedio de incremento 19%	Instituto APOLDA, 2016	Varía según tipología de comercio para España
Distancia de hogar a las diferentes tipologías de comercio	500 m – 10 km	Estimación propia	Varía según tipología de comercio
Distancia media recorrida por mes	750 m – 10 km	Cálculo: incremento de visitas mensuales a comercios x (distancia hogar a comercio x 2)* *multiplicado por 2 para contabilizar ida y vuelta	
Velocidad media a pie	1,35 m/s	PwC & WCS, 2011	Dato de VicRoads *Supplement to the Austroads Guide to Road Design*, Part 6A
Velocidad media en coche	50 km/h	PwC & WCS, 2011	Dato de *Austroads (2006),* velocidad media urbana
Tiempo dedicado a transporte de residuos SDDR al año	7,07 h	Cálculo: (distancia media recorrida al mes / velocidad media a pie o en coche) x nº meses al año, Σ para todas las tipologías de comercio x 90% hogares con cubos de SDDR	

Tabla A.10.5.4. Tiempo de devolución de residuos SDDR en comercio y restauración (por hogar)

Indicador	Valor	Fuente	Comentario
Visitas anuales a las diferentes tipologías de establecimiento	16 – 120	Cálculo realizado para el dimensionamiento del SDDR (Capítulo 7)	Varía según tipología de establecimiento, ver Anexo 7.3 (confidencial)
Aportación media de envases por hogar en cada visita	1 - 39	Cálculo realizado para el dimensionamiento del SDDR, suponiendo una tasa de retorno de envases del 90% (Capítulo 7)	Varía según tipología de establecimiento, ver Tablas 7.11 y 7.12

Establecimientos que aceptan envases por máquina RVM	0-100%	Estimación realizada para el dimensiona-miento del SDDR (Capítulo 7)	Varía según tipología de establecimiento, ver Tablas 7.18 y 7.19
Establecimientos que aceptan envases manualmente	0-100%	Estimación realizada para el dimensiona-miento del SDDR (Capítulo 7)	Varía según tipología de establecimiento, ver Tablas 7.18 y 7.19
Tiempo medio de interacción por visita (RVM y manual)	30 s	Estimación realizada para el dimensiona-miento del SDDR (Capítulo 7)	Ver Apartado 7.2.3
Tiempo medio de devolución en máquina RVM	5 s/envase	Estimación realizada para el dimensiona-miento del SDDR (Capítulo 7)	Ver Apartado 7.5.2
Tiempo medio de devolución manual	10 s/envase	Estimación realizada para el dimensiona-miento del SDDR (Capítulo 7)	Ver Apartado 7.2.3
Tiempo dedicado a la devolución de residuos SDDR al año	47.235 s	Cálculo: (nº visitas al año x tiempo de interacción por visita) + % establecimientos que aceptan envases por máquina RVM (nº visitas al año x nº envases aportados por visita x tiempo de devolución RVM por envase) + % establecimientos que aceptan envases manualmente (nº visitas al año x nº envases aportados por visita x tiempo de devolución manual por envase), Σ para todas las tipologías de establecimiento	

Tabla A.10.3. 5. *Valor del tiempo dedicado a la gestión de residuos.*

Indicador	Valor	Fuente	Comentario
Ganancia media por hora en España	11,51 EUR	Instituto Nacional de Estadística (INE): Encuesta de estructura salarial 2014	

ANEXO 10.6 DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL INVENTARIO DE ACTIVIDADES EN EL SISTEMA A

A 10.6.1 Contenedores

El ciclo de vida de los contenedores se ha incluido en base a información presentada en el Capítulo 8 respecto al número de contenedores asignado a las diferentes recogidas de residuos en España (selectiva de envases ligeros, selectiva de vidrio, en masa), su volumen por unidad, y datos de inventario de ciclo de vida procedentes del proyecto FENIX (CTME, 2012). Estos datos incluyen los materiales incorporados en los contenedores (PEAD, acero, goma, fibra de vidrio), el consumo de agua y detergente para su limpieza periódica así como el transporte de los contenedores como residuos al final de su vida útil. En coherencia con la evaluación ambiental, el tratamiento de los contenedores como residuos ha sido excluido del estudio. La cuantificación de todas estas actividades se muestra en la Tabla A.10.6..

Tabla A.10.6.1: Actividades asociadas al ciclo de vida de los contenedores en el sistema A.

Actividades	Unidades	Cantidad
Fabricación PEAD	Toneladas	2.804
Fabricación acero	Toneladas	3.193
Fabricación goma	Toneladas	140
Fabricación de fibra de vidrio	Toneladas	3.077
Agua para limpieza	Millón de $Euros_{2014}$	0,16
Producción de detergente para limpieza	Toneladas	1.860
Transporte fin de vida	Millón de $Euros_{2014}$	0,04

Estas actividades se han asociado a las siguientes actividades de Exiobase para la economía española, ordenadas según aparecen en la tabla:

- Fabricación de productos de goma y plástico.
- Fabricación de productos básicos de hierro, acero y ferroaleaciones.
- Fabricación de vidrio y productos de vidrio.
- Captación, depuración y distribución de agua.
- Fabricación de productos químicos
- Otros transportes terrestres

En relación al transporte de los contenedores como residuos, puede observarse en la Tabla A.10.6. 1. que esta actividad de Exiobase se cuantifica en unidades monetarias, mientras que los datos de CTME (2012) corresponden a unidades físicas (kg de materiales y km recorridos). La conversión de estas unidades físicas a costes se ha realizado considerando un coste de 0,078 $Euros_{2014}$/tonelada-km. Los detalles sobre este coste unitario se presentan en la Apartado A 10.6.6. Esta misma diferencia de unidades ocurre con la actividad de Exiobase relativa a producción de agua potable. La conversión de litros de agua empleados a coste en millones de Euros se ha realizado estimando el coste promedio del agua de red en España, a partir de los

costes de esta industria en Exiobase y el volumen anual de agua suministrado por la red según AQUASTAT, 2017. El coste unitario resultante es de 1,54 $Euros_{2014}/m^3$.

A 10.6.2 Transporte a plantas de tratamiento

El transporte de residuos desde los contenedores hasta las diferentes plantas de tratamiento se ha considerado con la actividad de Exiobase "Otros transporte terrestres" relativa a España, expresado en unidades monetarias. Por tanto, la información de partida para esta actividad de transporte en el sistema A son los costes del SCRAP en 2014, detallados por Ecoembes y Ecovidrio, exceptuando el coste del transporte de residuos en masa, que procede de un estudio publicado por la FEMP, 2015. Los costes unitarios de transporte considerados para cada tipo de recogida, en Euros de 2014 son los siguientes:

- Recogida selectiva de envases ligeros (contenedor amarillo): el coste global es de 104,45 millones de $Euros_{2014}$. Esta cantidad se obtiene de excluir de los costes globales de recogida (145,59 millones de Euros) las partidas asociadas a contenedores (41,14 millones de Euros).
- Recogidas selectivas complementarias de envases ligeros: los costes detallados por Ecoembes no incluyen este concepto, ya que este tipo de recogida corre a cargo de gestores de residuos autorizados. Sin embargo, según Ecoembes el coste unitario de estas recogidas es menor al correspondiente al contenedor amarillo, estando en torno a 180-200 $Euros_{2014}$/tonelada. Se ha considerado en este caso un coste de 190 $Euros_{2014}$/tonelada. La cantidad recogida de envases ligeros en 2014 fue de 141.519 toneladas, por tanto el coste estimado en 2014 es de 26,89 millones de Euros.
- Recogida selectiva de vidrio (contenedor verde): según Ecovidrio, el coste de transporte en 2014 es de 36,50 millones de Euros.
- Recogidas selectivas complementarias de vidrio y recicladores privados: Según Ecovidrio, el coste de estas recogidas supuso en 2014 un total de 9,30 millones de Euros.
- Recogida en masa: Según la FEMP, 2015 el coste de recogida y transporte de residuos en masa en España en 2014 es de 79,00 Euros/tonelada. Este dato agrega el coste de contenedores más el de transporte. Se ha asumido que los costes de transporte corresponden a un 75% de este coste, que equivalen a 59,25 Euros/tonelada. Este porcentaje se ha obtenido comparando costes de contenedores y transporte para la recogida de vidrio y de envases ligeros. En estas dos recogidas, el transporte representa un 81% y un 72%, respectivamente, del total. Para la recogida en masa se utiliza un 75% como valor promedio entre estos dos datos. La cantidad de envases recogidos en masa en España en 2014 se ha cifrado en el balance de materia en 1.066.918 toneladas, por lo que el coste de transporte es de 63,21millones de $Euros_{2014}$.

A modo de resumen, la Tabla A.10..2 muestra los costes de transporte a planta de tratamiento para el sistema A, en total 240,34 millones de Euros en 2014.

Tabla A.10.6.2: Costes de transporte de residuos de envase desde el punto de recogida a las correspondientes plantas de tratamiento en el sistema A.

Canal de recogida	Coste de transporte (millones de Euros$_{2014}$)
Recogida selectiva de envases ligeros	104,45
Recogidas selectivas complementarias de envases ligeros	26,89
Recogida selectiva de vidrio	36,50
Recogidas selectivas complementarias de vidrio	9,30
Recogida en masa	63,21
Total	240,34

A 10.6.3 Actividades de selección y pre-tratamiento

Los diferentes procesos de selección de envases ligeros, pre-tratamiento de vidrio y selección en plantas de TMB se han incluido mediante el proceso de Exiobase "Reciclaje de residuos y chatarra" relativo a España. Al contrario que otras actividades de tratamiento de residuos en Exiobase, que utilizan unidades físicas (toneladas) esta actividad utiliza unidades monetarias como flujo de referencia, por lo que se ha cuantificado en base a los costes de las actividades detalladas por Ecoembes y Ecovidrio para 2014.

Por otro lado, cabe señalar que se ha decidido modificar esta actividad de Exiobase para hacerla más representativa de cara al proyecto ARIADNA. Esta actividad de Exiobase presenta entradas de otras actividades económicas, que no deberían tenerse en cuenta en nuestro caso, en el cual contamos con información específica sobre estas actividades. Se han eliminado las entradas (procedentes de cualquier país del mundo) de las siguientes actividades:

- Fabricación de materiales. Estas actividades reflejan entradas al proceso de recuperación. Dado que los materiales de entrada a los procesos de recuperación se determinan mediante el balance de materia del proyecto ARIADNA, se ha optado por eliminar las siguientes entradas del proceso original en Exiobase:
    - Fabricación de productos metálicos, excepto maquinaria y equipos.
    - Fabricación de madera y productos de madera y corcho, excepto muebles; fabricación de artículos de cestería y espartería
    - Fabricación de papel
    - Fabricación de vidrio y productos de vidrio
- Transportes y actividades asociadas a transportes. Dado que las actividades de transporte de residuos se determinan mediante datos específicos del proyecto ARIADNA, se ha optado por eliminar todas las entradas relativas a transportes terrestres y marítimos y sus actividades auxiliares, del proceso original en Exiobase:
    - Fabricación de otros equipos de transportes
    - Fabricación de vehículos de motor, trailers y semi-trailers

  - Venta, mantenimiento y reparación de vehículos de motor, piezas de vehículos de motor, motocicletas, piezas de motocicletas y accesorios
  - Venta minorista de combustibles de automoción
  - Transporte mediante ferrocarril
  - Transporte marítimo
  - Transporte por aguas interiores
- Reciclaje y disposición de residuos. Las cantidades y tipo de tratamiento (reciclaje, vertido, incineración) en el sistema A proceden del balance de materia del proyecto ARIADNA, por lo que se ha decidido eliminar las siguientes actividades en el proceso original de Exiobase:
  - Re-procesado de papel recuperado
  - Re-procesado de plástico recuperado
  - Re-procesado de acero recuperado en
  - Re-procesado de aluminio recuperado
  - Re-procesado de plomo
  - Re-procesado de cobre
  - Incineración de residuos: alimentos
  - Incineración de residuos: papel
  - Incineración de residuos: plásticos
  - Incineración de residuos: metales y materiales inertes
  - Incineración de residuos: textiles
  - Incineración de residuos: madera
  - Incineración de residuos: aceites/residuos peligrosos
  - Biogasificación de residuos de alimentos incluyendo aplicación agrícola
  - Biogasificación de papel, incluyendo aplicación agrícola
  - Compostaje de residuos de alimentos, incluyendo aplicación agrícola
  - Vertido de residuos: papel
  - Vertido de residuos: plásticos
  - Vertido de residuos: inertes/metales/peligrosos
  - Vertido de residuos: textiles
  - Vertido de residuos: madera

Los costes de recuperación incluidos, de cara a cuantificar la actividad de Exiobase son los siguientes:

- Costes del pre-tratamiento de vidrio, incluyendo recogida selectiva de vidrio en contenedor verde, recogidas selectivas complementarias y selección de residuos en masa en plantas TMB: todas estas actividades suman un total de 15.23 millones de Euros en 2014 según Ecovidrio. Esta cifra incluye el coste del transporte del vidrio recuperado hasta la industria vidriera. Con el objeto de contabilizar estos dos procesos de forma separada, sustraemos el coste de este transporte, el cual se ha estimado en 5,08 millones de Euros (ver Apartado 10.6.9.4).
- Costes de la selección de envases ligeros, incluyendo recogida selectiva en contenedor amarillo y recogidas selectivas complementarias: Según Ecoembes, el coste global de selección es de 140,86 millones de Euros en 2014.
- Costes de la recuperación en plantas TMB: para el vidrio, este coste ya está incluido en la cifra de 15,23 millones de Euros mencionada anteriormente. Para envases ligeros, este coste, según Ecoembes, es de 39,95 millones de Euros en 2014.

La Tabla A.10.6.3 muestra un resumen de los costes de recuperación descritos, en total 188,61 millones de Euros. Se aprecia en la tabla que, como se ha descrito más arriba, se descuentan los costes asociados al transporte de vidrio limpio hasta el reciclador, para poder cuantificarlo de forma separada. De forma similar, se sustraen los costes estimados para el transporte de rechazos de todas estas plantas hasta la planta de tratamiento (vertedero o incineradora), también con el objeto de contabilizar estos transportes de forma separada (ver Apartado 10.6.4.6).

Tabla A.10.6.3: Costes de recuperación de residuos de envase en el sistema A.

Canal de recogida	Coste de recuperación (millones de Euros$_{2014}$)
Recogida selectiva de envases ligeros	140,86
Recogida selectiva de vidrio	15,23
Recogida en masa	39,95
Sustracción de costes de transporte de rechazo	-2,35
Sustracción de costes de transporte de vidrio limpio	-5,08
Total	188,61

A 10.6.4 Transporte de materiales recuperados a reciclador

En el caso de las recogidas selectivas de envases ligeros, el transporte de los materiales recuperados desde las plantas de selección hasta las plantas de reciclaje no está incluido en los datos proporcionados por Ecoembes, ya que este transporte corre a cargo de los adjudicatarios de estos materiales. En el caso de las recogidas de vidrio, por otro lado, los costes de transporte de vidrio recuperado hasta la industria vidriera están incluidos en los datos proporcionados por Ecovidrio, aunque de forma agregada a los costes de pre-tratamiento. Con el objeto de poder contabilizar este transporte para todos los materiales y con ello su impacto en la huella social, se ha realizado una estimación que pretende dar una idea del orden de magnitud de este coste, ya que no se ha podido disponer de datos más específicos. Se ha considerado un coste de 0.0618 Euros$_{2014}$/tonelada-km. Este dato surge de considerar un camión articulado, de 25 toneladas de

carga útil, con un coste unitario de 1,211 Euro/km (Ministerio de Fomento, 2015), al que se le añade un 10% de beneficio industrial.

La Tabla A.10.6.4 muestra las cantidades de materiales recuperadas en el sistema A, la distancia promedio hasta la instalación de reciclaje, según ha sido presentada en el Capítulo 7 y el coste total estimado de estas operaciones de transporte. Esta actividad se ha evaluado mediante los datos de Exiobase para "Otros transportes terrestres" en España.

Tabla A.10.6.4 Costes de transporte de materiales recuperados a reciclador en el sistema A.

Material	Distancia a reciclador (km)	Material recuperado incluyendo impropios (toneladas)	Coste de transporte (millones de Euros$_{2014}$)
Acero	129	251.483	1,73
Aluminio	335	24.976	0,45
PET	300	174.518	2,79
PEAD	237	89.530	1,13
Brik	310	94.589	1,56
Film	351	83.089	1,55
Plástico mezcla	299	63.708	1,01
Vidrio	100	953.100	5,08
Total	-	1.734.993	15,30

A 10.6.5 Reciclaje de materiales recuperados

La conversión de materiales recuperados en nuevos productos se ha evaluado mediante los siguientes procesos de Exiobase relativos a España:

- Re-procesado de papel recuperado
- Re-procesado de plástico recuperado
- Re-procesado de acero recuperado
- Re-procesado de aluminio recuperado
- Re-procesado de vidrio

Cada uno de estos procesos en Exiobase incluye una entrada del proceso "Reciclaje de residuos y chatarra", a modo de acondicionamiento previo de los residuos. Dado que este acondicionamiento previo ya se ha contabilizado en el Apartado 10.6.4.3 (selección de envases ligeros, pre-tratamiento de vidrio, etc.), se ha optado por modificar los procesos de reciclaje en Exiobase, eliminando esta entrada con el objeto de no contabilizar por duplicado este proceso de acondicionamiento.

Se considera en el estudio que estas actividades generan materiales que desplazan materiales primarios, de forma similar a como se considera en la evaluación ambiental. Como puede observarse, todos los plásticos se evalúan mediante la misma actividad para reciclaje de plásticos. Por otro lado, en el caso concreto del brik se considera (del mismo modo que en la evaluación ambiental) que solamente la parte de cartón de este material (un 75% en peso) es efectivamente reciclada, siendo el resto (aluminio y film de plástico) enviado a vertedero. El transporte y vertido de este resto está incluido en los apartados A 10.6.6 y A 10.8.7.

En base al balance de materia, las cantidades netas de materiales reciclados son las mostradas en la Tabla A.10.6.5, sumando todos los canales de recuperación (plantas de selección, TMB, incineración, etc.). Estas cantidades corresponden a materiales limpios de impropios y en el caso del brik, solamente se muestra la fracción efectivamente reciclada (papel/cartón).

Tabla A.10.6.5: Cantidades de materiales netos reciclados en el sistema A.

Material	Toneladas
Papel/cartón	68.465
Plásticos	371.539
Vidrio	939.214
Acero	217.049
Aluminio	23.186
Total	1.619.452

A 10.6.6 Transporte de rechazos a disposición final

En base al balance de materia para el sistema A se ha determinado la cantidad, en toneladas, de materiales rechazados por los diferentes procesos de recuperación y reciclaje de residuos, así como por la incineración. Por otro lado, en la evaluación ambiental se ha determinado la distancia promedio desde las plantas de tratamiento hasta vertedero o incineradora en 50 km. Con estos datos es posible cuantificar las toneladas-km asociadas a estos transportes, sin embargo la actividad de Exiobase “Otros transportes terrestres” se cuantifica en unidades monetarias, por lo que es necesario determinar el coste de estos transportes. Los datos aportados por Ecoembes y Ecovidrio no permiten determinar estos costes, ya que están agrupados en partidas que incluyen más conceptos. Por ello, se ha optado por realizar una estimación del orden de magnitud de estos costes y a continuación, con el objetivo de no contabilizarlos por partida doble, se han sustraído de las partidas correspondientes de Ecoembes y Ecovidrio (véase Tabla A.10.6.6).

El coste de transporte se ha cuantificado en base a las toneladas-km y un coste unitario de transporte, para un vehículo rígido de tres ejes, con 16 toneladas de capacidad, de 1,135 $Euros_{2014}$/km (Ministerio de Fomento, 2015). Añadiendo a estos costes un 10% de beneficio industrial, el coste por tonelada-km es de 0,078 Euros. En la siguiente tabla se muestra el coste de transporte para cada canal de tratamiento.

Tabla A.10.6.6: Costes estimados para el transporte de rechazos a disposición final en el sistema A.

Canal	Cantidad
Rechazo de TMB (toneladas)	514.125
Rechazo de plantas de selección (toneladas)	88.295
Rechazo de recicladores (toneladas)	115.541
Rechazo de incineradora (toneladas)	13.989
Rechazo total (toneladas)	731.949
Coste rechazo de TMB (millones de $Euros_{2014}$)	2,01
Coste transporte rechazo de plantas de selección (millones de $Euros_{2014}$)	0,34
Coste transporte rechazo de recicladores (millones de $Euros_{2014}$)	0,45
Coste transporte rechazo de incineradora (millones de $Euros_{2014}$)	0,05
Coste transporte rechazo total (millones de $Euros_{2014}$)	2,86

Tal y como se ha mencionado anteriormente, el coste total para los dos primeros canales en esta tabla (TMB, plantas de selección), de 2,35 millones de Euros conjuntamente, debe ser sustraído de las partidas correspondientes a recuperación, en las que están implícitos. Esta sustracción se ha realizado en la Tabla A.10.6.6.

A 10.6.7 Disposición de rechazos y envases no recuperados

La disposición final de residuos mediante vertido e incineración se ha evaluado mediante las siguientes actividades de Exiobase:

- Incineración de residuos: papel
- Incineración de residuos: plásticos
- Incineración de residuos: metales y materiales inertes
- Vertido de residuos: papel
- Vertido de residuos: plásticos
- Vertido de residuos: inertes/metales/peligrosos

En el caso de la incineración, se considera que el proceso recupera energía eléctrica y térmica, desplazando la producción de la misma cantidad de energía mediante otras fuentes de energía en España. Como puede observarse, no hay actividades específicas de vertido e incineración para diferentes plásticos, siendo todos evaluados con la misma actividad de incineración o vertido. Lo mismo ocurre con acero, aluminio y vidrio. En el caso del cartón de bebidas, se ha considerado, del mismo modo que en la evaluación ambiental, que su composición promedio, de cara a asociar las toneladas vertidas o incineradas con las actividades arriba especificadas, es de un 75% papel, 20% plástico film y 5% aluminio (Imagen 6.10).

El coste unitario de vertido e incineración en Exiobase difiere sustancialmente del utilizado en el estudio económico, siendo el primero más elevado. Dado que los resultados de la huella social de estas actividades dependen principalmente de sus costes y no de las cantidades de residuos vertidas o incineradas, se ha decidido emplear los costes unitarios utilizados en el estudio

económico, de 24,51 $Euros_{2014}$/tonelada vertida y 62,03 $Euros_{2014}$/tonelada incinerada. En base al balance de materia, se ha contabilizado los siguientes flujos a vertedero e incineradora:

- Residuos de envase recogidos en masa y transportados directamente a vertedero o incineradora.
- Rechazos de las plantas de selección de envases, pre-tratamiento de vidrio y TMB destinados a vertedero o incineradora.
- Rechazos (impropios) producidos por los recicladores, destinados a vertedero, incluyendo, en el caso del brik, el peso de plástico y aluminio que no es reciclado.
- Metales y vidrio presentes en las escorias de incineración que no son recuperados, destinados a vertedero.

Las cantidades de materiales enviados a vertedero e incineradora son las mostradas en la Tabla A.10.6.7, agrupados en correspondencia con las actividades de Exiobase mencionadas al comienzo de esta sección. La tabla muestra así mismo el coste global del vertido y la incineración, considerando los costes unitarios del estudio económico. Estos costes han sido los utilizados para cuantificar los procesos de vertido e incineración en Exiobase.

Tabla A.10.6.7: Disposición final de residuos en el sistema A.

Material y tratamiento	Toneladas	Coste de disposición (millones de $Euros_{2014}$)
Papel a incineración	6.941	0.43
Acero, aluminio y vidrio a incineración	110.593	6.86
Plásticos a incineración	62.175	3.86
Papel a vertedero	24.340	0.60
Acero, aluminio y vidrio a vertedero	519.902	12.74
Plásticos a vertedero	259.790	6.37
Total	983.742	30,85

A 10.6.8 Otros costes asociados al SCRAP

Ecoembes y Ecovidrio presentan en sus cuentas una serie de partidas que no han sido incluidas en los anteriores apartados. En esta sección se detalla cómo se han incluido en la evaluación.

Para Ecoembes, se han considerado las siguientes partidas de gastos:

- Campañas de sensibilización: 8,12 millones de Euros en 2014. Este concepto se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase “Educación”, relativa a España.
- Campañas de marketing: 10,36 millones de Euros en 2014. Este concepto se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase “Otras actividades de servicios”, relativa a España.
- I+D, Estudios, Costes infraestructura y resto: 31,47 millones de Euros en 2014. Este concepto se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase “Otras actividades de servicios”, relativa a España.

Para Ecovidrio, se han considerado las siguientes partidas de gastos:

- Sensibilización: 9,89 millones de Euros en 2014. Este concepto se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase "Educación", relativa a España.
- Gastos generales más estructura: 4,91 millones de Euros en 2014. Este concepto se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase "Otras actividades de servicios", relativa a España.

Tabla A.10.6.8: Otros costes asociados al SCRAP en el sistema A.

Material y tratamiento	Costes (millones de $Euros_{2014}$)
Sensibilización	18.02
I+D, gastos generales y otros	46.73

A 10.6.9 Ingresos del SCRAP en el sistema A

El equilibrio financiero del SCRAP se alcanza mediante dos vías de ingresos (véase Figura 2.1.):

- La venta de materiales recuperados a empresas de reciclaje.
- Las aportaciones por parte de las empresas adheridas al SCRAP (en concepto de punto verde), las cuales, en última instancia, proceden de los ciudadanos.

La venta de materiales en 2014 proporcionó unos ingresos totales de 81,24 millones de Euros, de los cuales 32,77 millones procedieron de la venta de vidrio, mientras que los 48,46 millones restantes procedieron de la venta de materiales recuperados de envases ligeros. En Exiobase no es necesario reflejar estos ingresos explícitamente, ya que están implícitos en los procesos de reciclaje (cuantificados en el Apartado A 10.6.5): al reciclar un material y sustituir su producción a partir de recursos primarios se produce un ahorro económico en la sociedad, debido a esta producción desplazada. Aunque la cuantía de este ahorro en Exiobase puede no coincidir con la específica calculada en este proyecto, el procedimiento correcto en este caso es no contabilizar los ingresos por venta de materiales, para evitar contabilizar por duplicado su beneficio económico para la sociedad.

Con respecto a las aportaciones relativas al punto verde, necesarias para cubrir la diferencia entre costes e ingresos de los SCRAP (véase Capítulo 9), ésta es en 2014 de 410,38 millones de Euros (incluyendo costes de tratamiento final sufragados por las autoridades locales). Esta cantidad se incluye en la huella social como una pérdida para los consumidores, que contribuye al indicador de redistribución de ingresos pero no al impacto sobre la productividad, ya que esta transacción económica no implica una actividad productiva. Con el objeto de evaluar el indicador RI para esta actividad, se ha utilizado los siguientes datos, necesarios para la Ecuación 10.2:

- La conversión Euro 2014 a Euro 200 es de 0,9633 (EUROSTAT, 2017)
- El factor de ajuste por paridad de poder adquisitivo en 2011 para España es de 1.25 $Euro_{2011}/Euro_{2011,PPA}$, basado en datos del Banco Mundial.
- El valor añadido/hora promedio mundial, ajustado por paridad, en 2011, es de 4 Euros ajustados por PPA, según Exiobase.
- El valor añadido/hora promedio en España, ajustado por paridad, en 2011, es de 19.64 Euros ajustados por PPA, según Exiobase.

La redistribución de ingresos resultante es:

$$\frac{-410{,}38\times 0{,}9633}{1{,}25}\times\left(\frac{4{,}00}{19{,}64}\right)^{1{,}24} = -316{,}27\times 0{,}14 = -43{,}97\,\textit{millones de Euros}_{2011}\,\textit{ajustados por PPA y ponderados por utilidad}$$

ANEXO 10.7 DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL INVENTARIO DE ACTIVIDADES EN EL FLUJO 1 (SDDR) DEL SISTEMA B

A 10.7.1 Etiquetado de envases

El coste de etiquetado soportado por los responsables de la puesta en el mercado de los envases sujetos a SDDR ha sido incluido en el Capítulo 9 y se estima en 119,28 millones de Euros en 2014. No obstante, esta actividad no ha sido incluida en la evaluación ambiental. Con el objeto de mantener la coherencia con la evaluación económica y la ambiental, en la huella social se ha optado por incluir este coste como un coste de personal, sin vínculos a otras actividades económicas. De este modo el estudio refleja un coste, pero sin estar éste vinculado a actividades que impliquen consumo de materiales o energía.

El coste de etiquetado se ha asociado al perfil de costes de personal de la industria de bebidas en España, según Exiobase. Para ello, en la actividad de producción de bebidas en España en primer lugar se ha eliminado todas las entradas no relativas a costes de personal, es decir, todas aquellas que están vinculadas a otras actividades en Exiobase. En segundo lugar el flujo de referencia de esta actividad se ha cambiado, utilizando los costes de personal anuales en este sector en España, en lugar de las toneladas de bebidas producidas anualmente. La actividad resultante de estos cambios presenta por tanto únicamente entradas de costes salariales, las cuales no están vinculadas a otras actividades de Exiobase[334].

A 10.7.2 Recogida manual de envases en comercios

Las actividades implicadas en la recogida de envases en comercios de forma manual se nutren de los datos de dimensionamiento del SDDR, presentados en el Capítulo 7 y 8, así como de los costes de este sistema, presentados en el Capítulo 9.

El estudio incluye los siguientes aspectos (Tabla A.10.7.1):

- Los costes de personal asociados a la recepción de los envases, movimiento de material a almacén y formación de personal.
- La utilización de espacios ocupados en suelo comercial y almacenaje.
- La utilización de cajas y bolsas para el almacenamiento de los envases.

Los dos primeros aspectos en esta lista se han cuantificado en base a los costes económicos calculados en el Capítulo 9, mientras que cajas y bolsas se han cuantificado en unidades físicas (toneladas de materiales), en base a los datos presentados en el Capítulo 8.

[334] Se trata de flujos elementales, sin vínculos a otras actividades de Exiobase en SimaPro. Realizando un símil con la evaluación ambiental, estos flujos de costes son gestionados por SimaPro del mismo modo que un flujo elemental de CO_2 a la atmósfera: no tiene vínculos a otras actividades económicas, pero tiene vínculos a la evaluación de impactos.

Los costes de personal se han asociado al perfil de costes de personal del comercio minorista en España según Exiobase: "Comercio minorista, excepto de vehículos de motor y motocicletas; reparación de artículos personales y domésticos". En base a la evaluación económica presentada en el Capítulo 9, estos costes son de 927,32 millones de Euros anuales, con valor de 2014. En la actividad de comercio minorista en España en primer lugar se ha eliminado todas las entradas no relativas a costes de personal, es decir, todas aquellas que están vinculadas a otras actividades en Exiobase. En segundo lugar el flujo de referencia de esta actividad se ha cambiado, utilizando los costes de personal anuales en este sector en España, en lugar de la facturación anual del sector. Tal como se ha descrito en la sección anterior, para el sector de bebidas, la actividad resultante de estos cambios presenta por tanto únicamente entradas de costes salariales, las cuales no están vinculadas a otras actividades de Exiobase.

Los costes de espacios comerciales y de almacenaje se han evaluado en Exiobase con la actividad "Actividades inmobiliarias" relativa a España. En base a la evaluación económica presentada en el Capítulo 9, estos costes son de 217,24 millones de Euros anuales con valor de 2014.

Con respecto a las cajas y bolsas empleadas, se consideran los siguientes datos, detallados en el Capítulo 8:

- La recogida manual de envases ligeros emplea anualmente 31,26 millones de bolsas de plástico con un peso unitario de 0,35 kg. El consumo de plástico por este concepto, es de 10,941 toneladas.
- La recogida manual de vidrio emplea anualmente 4,57 millones de cajas de plástico reutilizables 10 veces en promedio, con un peso unitario de 2,23 kg. El consumo de plástico por este concepto, es de 1.019 toneladas.

La producción de bolsas y cajas se ha asociado a la actividad de Exiobase "Fabricación de productos de goma y plástico" relativa a España, por un total de 11.960 toneladas.

Tabla A.10.7.1: Actividades asociadas a la recogida manual de envases SDDR en comercios en el sistema. B.

Actividad	Unidades	Cantidad
Costes de personal, comercio minorista	Millón de $Euros_{2014}$	927,32
Ocupación de espacio comercial y de almacenaje	Millón de $Euros_{2014}$	217,24
Producción de Bolsas y cajas de plástico	Toneladas	11.960

A 10.7.3 Recogida automática de envases en comercios

Las actividades implicadas en la recogida de envases en comercios de forma automática se nutren de los datos de dimensionamiento del SDDR, presentados en el Capítulo 7 y 8, así como de los costes de este sistema, presentados en el Capítulo 9.

El estudio incluye los siguientes aspectos (Tabla A.10.7.2):

- La utilización de maquinaria para la recepción automatizada de envases, incluyendo fabricación, uso de electricidad y seguros.
- Los costes de personal asociados al vaciado de las máquinas, su mantenimiento y limpieza y formación de personal.

- La utilización de espacios ocupados en suelo comercial y almacenaje.
- La utilización de cajas y bolsas para el almacenamiento de los envases.

El número de máquinas para la recepción automática de envases ha sido cifrado en el Capítulo 8 en 38.752 unidades de diferentes tipos. El peso global de estas máquinas es de 15.737 toneladas y su vida útil es de 7 años, según la evaluación económica (Capítulo 9). De este modo, el consumo anual de maquinaria es de 2.248 toneladas. No se dispone de información sobre la ubicación de las plantas de montaje de estas máquinas por parte del fabricante, por lo que se ha asumido en el estudio que su producción tiene lugar en España[335]. En Exiobase se ha utilizado para este concepto la actividad "Fabricación de maquinaria y equipos" relativa a España.

El consumo anual de electricidad asociado al uso de las máquinas se ha cuantificado en el Capítulo 8 en 32.787 MWh. Este consumo eléctrico se ha asociado al mix de producción de electricidad en España, tal y como aparece detallado en la actividad "Comercio minorista, excepto vehículos de motor y motocicletas; reparación de artículos personales y domésticos". Se incluye la producción de energía eléctrica en España a partir de carbón (13%), gas natural (19%), energía nuclear (16%), hidroeléctrica (8%), eólica (31%), fuel oil (4%), solar (3%), y biomasa y residuos (4%) más un 2% de producción procedente de Francia y Portugal. Esta actividad también incluye la distribución de la energía eléctrica hasta el usuario.

En base a la información presentada en el Capítulo 9, el coste en seguros para las máquinas es de 30,14 millones de $Euros_{2014}$ anuales. Esta actividad se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase "Seguros y fondos de pensiones, excepto seguridad social obligatoria" relativa a España.

Los costes de personal se han asociado al perfil de costes de personal del comercio minorista en España según Exiobase: "Comercio minorista, excepto de vehículos de motor y motocicletas; reparación de artículos personales y domésticos". En base a la evaluación económica presentada en el Capítulo 9, estos costes son de 67,75 millones de Euros anuales. En Exiobase, estos costes se han reflejado empleando el mismo procedimiento que para la recogida manual.

Los costes de espacios comerciales y de almacenaje se han evaluado en Exiobase con la actividad "Actividades inmobiliarias" relativa a España. En base a la evaluación económica presentada en el Capítulo 9, estos costes son de 20,72 millones de Euros anuales.

Con respecto a las cajas y bolsas empleadas, se consideran los siguientes datos, detallados en el Capítulo 8:

- Se emplean anualmente 5,35 millones de cajas de cartón, con un peso total de 20.538 toneladas.
- Se emplean anualmente 14,47 millones de bolsas de plástico, con un peso unitario de 0,35 kg. El consumo de plástico por este concepto es de 5.064 toneladas.

[335]Por producción entendemos básicamente su ensamblaje. La producción de sus componentes forma parte de cadenas de suministro probablemente globales.

La producción de bolsas se ha asociado a la actividad de Exiobase "Fabricación de productos de goma y plástico" mientras que para las cajas de cartón se ha utilizado la actividad "Fabricación de papel", ambas actividades relativas a España.

Tabla A.10.7.2: Actividades asociadas a la recogida automática de envases SDDR en comercios en el sistema B.

Actividad	Unidades	Cantidad
Fabricación de máquinas	Toneladas	2.248
Consumo de electricidad	Terajulios	118
Seguros	Millón de $Euros_{2014}$	30,14
Costes de personal, comercio minorista	Millón de $Euros_{2014}$	67,75
Ocupación de espacio comercial y de almacenaje	Millón de $Euros_{2014}$	20,72
Producción de cajas de cartón	Toneladas	20.538
Producción de Bolsas de plástico	Toneladas	5.064

A 10.7.4 Transporte plantas de conteo y de selección

El transporte de los residuos de envase desde los comercios hasta las plantas de conteo y de selección se ha evaluado con la actividad de Exiobase "Otros transportes terrestres", relativa a España. En el Capítulo 9 se han presentado los costes de esta actividad en 2014:

- Transporte de envases recogidos de forma automática: 72,05 millones de Euros.
- Transporte de envases recogidos de forma manual: 250,54 millones de Euros.

El coste total de esta etapa de transporte es de 322,59 millones de Euros.

A 10.7.5 Clasificación en plantas de conteo y de selección

La evaluación de las plantas de conteo, selección de envases y pre-tratamiento de vidrio asociadas al SDDR se ha realizado con la misma actividad de Exiobase descrita en la Apartado 10.6.4.3, cuantificada en unidades monetarias. En base a la información presentada en el Capítulo 9 para estas plantas, el coste total en 2014 es de 79,60 millones de Euros (Tabla A.10.7.3).

Tabla A.10.7.3: Actividades asociadas a la clasificación de envases SDDR en el sistema B.

Actividad	Coste anual (millones de $Euros_{2014}$)
Clasificación de envases SDDR en plantas de conteo	34,39
Clasificación de envases SDDR en plantas de selección actuales	14,99
Clasificación de envases SDDR en plantas de selección nuevas	3,13
Pre-tratamiento de vidrio	27,09
Total clasificación de envases SDDR	79,60

A 10.7.6 Transporte de materiales recuperados a reciclador

El transporte de los materiales recuperados mediante el SDDR desde las plantas de selección hasta las plantas de reciclaje no está incluido en la evaluación económica presentada en el Capítulo 9, ya que este transporte corre a cargo de los adjudicatarios de estos materiales. Con el objeto de poder contabilizar este transporte para todos los materiales y con ello su impacto en la huella social, se ha realizado una estimación siguiendo el mismo procedimiento que para el sistema A (Apartado 10.6.4.4).

La Tabla A.10.7.4 muestra las cantidades de materiales recuperadas mediante el SDDR, la distancia promedio hasta la instalación de reciclaje, según ha sido presentada en el Capítulo 7 y el coste total estimado de estas operaciones de transporte. Esta actividad se ha evaluado mediante los datos de Exiobase para "Otros transportes terrestres" en España.

Tabla A.10.7.4: Costes de transporte de materiales recuperados a reciclador en el Flujo 1 (SDDR) del sistema B.

Material	Distancia a reciclador (km)	Material recuperado (toneladas)	Coste de transporte (millones de $Euros_{2014}$)
Acero	129	125.494	0,86
Aluminio	335	23.911	0,43
PET	300	123.720	1,98
PEAD	237	1.184	0,01
Brik	310	23.427	0,39
Vidrio	100	983.390	5,24
Total	-	1.281.126	8,91

A 10.7.7 Reciclaje de materiales recuperados

La conversión de materiales recuperados mediante el SDDR en nuevos productos se ha evaluado siguiendo el mismo procedimiento y actividades de Exiobase detalladas en la Apartado 10.6.5. En base al balance de materia, las cantidades netas de materiales reciclados son las mostradas en la Tabla A.10.7.5. Estas cantidades se corresponden con las cantidades recogidas en los comercios, puesto que en el balance de materia se ha asumido que el material procedente de SDDR no contiene impropios. La única excepción son los envases brik, para los cuales solamente la fracción papel, que supone un 75% en peso (véase imagen 6.10) es efectivamente reciclada. El 25% restante (plástico y aluminio) es rechazado durante el proceso de reciclaje.

Tabla A.10.7.5: Cantidades de materiales netos reciclados en el sistema B, procedentes de recogida mediante SDDR.

Material	Toneladas
Papel/cartón	17.571
Plásticos	124.904
Vidrio	983.390
Acero	125.494
Aluminio	23.911
Total	1.275.269

A 10.7.8 Transporte de rechazos a disposición final

Aunque en el proyecto se ha asumido que los materiales recogidos mediante el SDDR no contienen impropios, en el caso de los envases brik un 25% en peso del material, constituido por plástico y aluminio, no es utilizado por la industria papelera y enviado a vertedero. Se ha realizado una estimación de este coste siguiendo el mismo procedimiento descrito en la Apartado A 10.6.6. La Tabla A.10.7.6 muestra la cantidad de rechazo producido y el coste estimado en millones de Euros de 2014.

Tabla A.10.7.6: Costes estimados para el transporte de rechazos a disposición final en el Flujo 1 del sistema B.

Canal	Cantidad
Rechazo de recicladores (toneladas)	5.857
Coste transporte rechazo de recicladores (millones de $Euros_{2014}$)	0,02

A 10.7.9 Disposición de rechazos

Tal y como se ha descrito en la anterior sección, se contabiliza la disposición en vertedero del plástico y aluminio contenido en los envases brik recogidos mediante el SDDR. La Tabla A.10.7.7 muestra las cantidades vertidas de estos materiales en toneladas, así como el coste de esta operación asumiendo un coste de 24,51 $Euros_{2014}$/tonelada, tal y como se ha descrito en el Apartado A 10.6.7. Los datos utilizados en Exiobase son los descritos en esa misma sección.

Tabla A.10.7.7: Disposición final de residuos en el Flujo 1 del sistema B.

Material y tratamiento	Toneladas	Coste de disposición (millones de $Euros_{2014}$)
Aluminio a vertedero	1.171	0,03
Plásticos a vertedero	4.685	0,11
Total	5.857	0,14

A 10.7.10 Otros costes asociados al SDDR

En el Capítulo 9 se cuantifican de forma general los costes indirectos del SDDR en un 3.32% del coste total del sistema, que supone 67.3 millones de Euros en 2014. Este concepto se ha evaluado mediante la actividad de Exiobase “Otras actividades de servicios”, relativa a España.

A 10.7.11 Ingresos del SDDR

El equilibrio financiero del SDDR se alcanza mediante dos vías de ingresos (véase Figura 2.2.):

- La venta de materiales recuperados a empresas de reciclaje.
- Ingresos por depósitos de envases no devueltos.
- Una tasa administrativa análoga al punto verde empleado por el SCRAP.

En última instancia, tanto los ingresos por depósitos de envases no devueltos como a través de la tasa administrativa proceden de los ciudadanos.

Los ingresos por venta de materiales se ha cifrado en el Capítulo 9 en 136,59 millones de $Euros_{2014}$. Tal como se ha explicado para el SCRAP, en Exiobase no es necesario reflejar estos

ingresos explícitamente, ya que están implícitos en los procesos de reciclaje (cuantificados en la Apartado A 10.6.5).

Con respecto a los ingresos del SDDR por depósitos no devueltos y tasas administrativas, estos dos conceptos suman 1.957,71 millones de Euros en 2014. Esta cantidad se incluye en la huella social como una redistribución de ingresos, del mismo modo descrito en el Apartado A 10.6.9 para el SCRAP. La redistribución de ingresos resultante es:

$$\frac{-1.957,71 \times 0,9633}{1,25} \times \left(\frac{4,00}{19,64}\right)^{124} = -1.508,74 \times 0,14 = -209,74\ millones de Euros_{2011} ajustados\ por\ PPA\ y\ ponderados\ por\ utilidad$$

ANEXO 10.8 DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL INVENTARIO DE ACTIVIDADES EN EL FLUJO 2 (NO SDDR) DEL SISTEMA B

A 10.8.1 Contenedores

El número de contenedores empleado para la recogida de envases no se ve afectado por la introducción del SDDR, por lo que el inventario asociado al ciclo de vida de contenedores es equivalente al del sistema A, tal y como se ha mostrado en la Tabla A.10.6..

A 10.8.2 Transporte a plantas de tratamiento

El coste del transporte desde los contenedores hasta las diferentes plantas de selección, pre-tratamiento, etc., en el sistema B permanece constante con respecto al sistema A, por lo que los datos presentados para esta actividad en el sistema A (Tabla A.10..1) son igualmente utilizados para el sistema B.

A 10.8.3 Actividades de selección y pre-tratamiento

Los costes de recuperación incluidos, de cara a cuantificar la actividad de Exiobase "Reciclaje de residuos y chatarra" son los siguientes:

- Costes del pre-tratamiento de vidrio, incluyendo recogida selectiva de vidrio en contenedor verde, recogidas selectivas complementarias y selección de residuos en masa en plantas TMB: todas estas actividades suman un total de 8,19 millones de Euros en 2014 según Ecovidrio. Esta cifra incluye el coste del transporte del vidrio recuperado hasta la industria vidriera. Con el objeto de contabilizar estos dos procesos de forma separada, sustraemos el coste de este transporte, el cual se ha estimado en 1,23 millones de Euros (ver Apartado 10.6.4.4).
- Costes de la selección de envases ligeros, incluyendo recogida selectiva en contenedor amarillo y recogidas selectivas complementarias: Según Ecoembes, el coste global de selección es de 121,97 millones de Euros en 2014.
- Costes de la recuperación en plantas TMB: para el vidrio, este coste ya está incluido en la cifra de 8,19 millones de Euros mencionada anteriormente. Para envases ligeros, este coste, según Ecoembes, es de 39,95 millones de Euros en 2014, es decir, se mantiene constante con respecto al sistema A.

La Tabla A.10.8.1 muestra un resumen de los costes de recuperación descritos, en total 167,54 millones de $Euros_{2014}$. Se aprecia en la tabla que, como se ha descrito más arriba, se descuentan los costes asociados al transporte de vidrio limpio hasta el reciclador, para poder cuantificarlo de forma separada. De forma similar, se sustraen los costes estimados para el transporte de rechazos de todas estas plantas hasta la planta de tratamiento (vertedero o incineradora), también con el objeto de contabilizar estos transportes de forma separada (ver Apartado A 10.6.2).

Tabla A.10.8.1: Costes de recuperación de residuos de envase en el sistema B, flujo 2.

Canal de recogida	Coste de recuperación (millones de Euros$_{2014}$)
Recogida selectiva de envases ligeros	8.19
Recogida selectiva de vidrio	121.97
Recogida en masa	39.95
Sustracción de costes de transporte de rechazo	-1.34
Sustracción de costes de transporte de vidrio limpio	-1.23
Total	167,54

A 10.8.4 Transporte de materiales recuperados a reciclador

La Tabla A.10.8.2 muestra las cantidades de materiales recuperadas en el flujo 2 correspondiente al sistema B, la distancia promedio hasta la instalación de reciclaje, según ha sido presentada en el Capítulo 7 y el coste total estimado de estas operaciones de transporte.

Tabla A.10.8.2: Costes de transporte de materiales recuperados a reciclador en el sistema B, flujo 2.

Material	Distancia a reciclador (km)	Material recuperado incluyendo impropios (toneladas)	Coste de transporte (millones de Euros$_{2014}$)
Acero	129	139.584	0,96
Aluminio	335	11.137	0,20
PET	300	78.734	1,26
PEAD	237	88.142	1,11
Brik	310	77.221	1,28
Film	351	79.835	1,49
Plástico mezcla	299	61.784	0,98
Vidrio	100	231.410	1,23
Total	-	767.847	8,52

A 10.8.5 Reciclaje de materiales recuperados

En base al balance de materia, las cantidades netas de materiales reciclados para el flujo 2 en el sistema B son las mostradas en la Tabla A.10.8.3, sumando todos los canales de recuperación (plantas de selección, TMB, incineración, etc.).

Tabla A.10.8.3: Cantidades de materiales netos reciclados en el sistema B, flujo 2.

Material	Toneladas
Papel/cartón	55.903
Plásticos	275.199
Vidrio	228.608
Acero	120.359
Aluminio	10.525
Total	690.595

A 10.8.6 Transporte de rechazos a disposición final

El coste de transporte se ha cuantificado en base a las toneladas-km y un coste unitario de transporte, cuyo cálculo se ha descrito en el Apartado A 10.6.6. En la siguiente tabla se muestra el coste de transporte para cada canal de tratamiento.

Tabla A.10.8.3: Costes estimados para el transporte de rechazos a disposición final en el sistema B, flujo 2.

Canal	Cantidad
Rechazo de TMB (toneladas)	276.474
Rechazo de plantas de selección (toneladas)	68.228
Rechazo de recicladores (toneladas)	77.252
Rechazo de incineradora (toneladas)	5.440
Rechazo total (toneladas)	427.394
Coste rechazo de TMB (millones de $Euros_{2014}$)	1,08
Coste transporte rechazo de plantas de selección (millones de $Euros_{2014}$)	0,27
Coste transporte rechazo de recicladores (millones de $Euros_{2014}$)	0,30
Coste transporte rechazo de incineradora (millones de $Euros_{2014}$)	0,02
Coste transporte rechazo total (millones de $Euros_{2014}$)	1,67

Tal y como se ha mencionado anteriormente, el coste total para los dos primeros canales en esta tabla (TMB, plantas de selección), de 1,34 millones de $Euros_{2014}$ conjuntamente, debe ser sustraído de las partidas correspondientes a recuperación, en las que están implícitos. Esta sustracción se ha realizado en la Tabla A.10.8.3.

A 10.8.7 Disposición de rechazos y envases no recuperados

Las cantidades de materiales enviados a vertedero e incineradora son las mostradas en la Tabla A.10.8.4. La tabla muestra así mismo el coste global del vertido y la incineración, considerando los costes unitarios empleados en el estudio económico. Estos costes han sido los utilizados para cuantificar los procesos de vertido e incineración en Exiobase.

Tabla A.10.8.4: Disposición final de residuos en el sistema B, flujo 2.

Material y tratamiento	Toneladas	Coste de disposición (millones de $Euros_{2014}$)
Papel a incineración	5.910	0,37
Acero, aluminio y vidrio a incineración	45.801	2,84
Plásticos a incineración	55.958	3,47
Papel a vertedero	20.414	0,50
Acero, aluminio y vidrio a vertedero	208.939	5,12
Plásticos a vertedero	233.072	5,71
Total	570.094	18,01

A 10.8.8 Otros costes asociados al SCRAP

Para Ecoembes, los costes en campañas de sensibilización y de marketing se mantienen constantes en el sistema B, mientras que la partida correspondiente a "I+D, Estudios, Costes infraestructura y resto" disminuye, con un coste total de 26,53 millones de $Euros_{2014}$.

Para Ecovidrio, la partida correspondiente a sensibilización se mantiene constante en el sistema B, mientras que la correspondiente a gastos generales más estructura disminuye, con un coste total de 2,95 millones de $Euros_{2014}$.

Tabla A.10.8.5: Otros costes asociados al SCRAP en el sistema B.

Material y tratamiento	Costes (millones de $Euros_{2014}$)
Sensibilización	18.02
I+D, gastos generales y otros	39.83

A 10.8.9 Ingresos del SCRAP en el sistema B

La venta de materiales estimada para el SCRAP en convivencia con el SDDR supone unos ingresos totales de 22,48 millones de $Euros_{2014}$, de los cuales 7,62 millones proceden de la venta de vidrio, mientras que los 14,87 millones restantes proceden de la venta de materiales recuperados de envases ligeros. Tal y como se ha justificado en el ApartadoA 10.6.9, estos ingresos no han sido incluidos en la evaluación de la huella social.

Con respecto a las aportaciones relativas al punto verde, necesarias para cubrir la diferencia entre costes e ingresos de los SCRAP (véase Capítulo 9), ésta es en 2014 de 458,77 millones de Euros. Esta cantidad es mayor en el sistema B que en el sistema A, dado que en el sistema B el coste neto del sistema es mayor, por lo tanto son necesarios unos mayores ingresos por este concepto para mantener el balance del sistema. Esta cantidad se incluye en la huella social como una redistribución de ingresos, del mismo modo descrito en el Apartado A 10.6.9. La redistribución de ingresos resultante es:

$$\frac{-458{,}77 \times 0{,}9633}{1{,}25} \times \left(\frac{4{,}00}{19{,}64}\right)^{1{,}24} = -353{,}56 \times 0{,}14 = -49{,}15\, millones de Euros_{2011}\, ajustados\, por\, PPA\, y\, ponderados\, por\, utilidad$$

ANEXO 10.9. EJEMPLO DE CÁLCULO DE LA HUELLA SOCIAL PARA UNA ACTIVIDAD HIPOTÉTICA

En este anexo realizamos, a modo de ejemplo, un cálculo de la huella social para una actividad económica hipotética en España, utilizando las ecuaciones 10.1 a 10.3 presentadas en la metodología de la huella social.

Supongamos una actividad económica realizada en España, con un valor añadido anual de 1000 millones de Euros en 2014. El primer paso que debemos realizar es convertir este valor a Euros en 2011, ya que la versión de la base de datos Exiobase empleada en el proyecto ARIADNA utiliza este año como referencia. Según EUROSTAT (2017), la conversión de Euro 2014 a Euro 2011 es de 0.9633 $Euro_{2011}/Euro_{2014}$, por lo que el valor añadido de esta actividad, expresado en valor de 2011, es de 1000*0.9633 = 963.30 millones de $Euros_{2011}$. El segundo paso es realizar un ajuste de este valor por paridad de poder adquisitivo (PPA). Este paso lo realizamos a fin de que una unidad monetaria en un país tenga un valor homogéneo con respecto al resto del mundo. Para España, el factor de ajuste por PPA en 2011 para España es de 1.25 $Euro_{2011}/Euro_{2011,PPA}$, basado en datos del Banco Mundial, con lo que el valor añadido ajustado por PPA resulta ser de 963.3/1.25 = 770.64 millones de $Euros_{2011,\ PPA}$.

Procedemos a calcular la redistribución de ingresos (RI), mediante la ecuación 10.2:

$$RI = \sum_{i=1}^{n} RI_i = \sum_{i=1}^{n} -VA,PPA_i \times \left(\frac{VA,PPA_{GLO,h}}{VA,PPA_{i,h}} \right)^{\delta}$$

En esta ecuación, VA,PPA_i corresponde a los 770.64 millones de Euros $Euros_{2011,\ PPA}$. VA, $PPA,_{GLO,h}$ constituye el valor añadido/hora (es decir, el salario) promedio mundial, ajustado por paridad, en 2011, que corresponde a 4 Euros/h, según Exiobase. Por último, $VA,PPA_{i,h}$ es el valor añadido/hora en la actividad analizada. Para este ejemplo empleamos el valor promedio en España, ajustado por paridad, en 2011, de 19.64 Euros/h, según Exiobase. Finalmente, el parámetro "δ" es la elasticidad de la utilidad marginal de los ingresos, expresada en unidades adimensionales. Esta elasticidad es una medida de cómo la utilidad es sensible a variaciones en los ingresos, y toma un valor de 1.24, basado en Layard et al., 2008.

El valor de RI es por tanto:

$$\mathrm{RI} = \frac{-1000 \times 0{,}9633}{1{,}25} \times \left(\frac{4{,}00}{19{,}64} \right)^{1.24} = -107{,}89 \text{ millones de } Euros_{2011} \text{ ajustados por PPA y ponderados por utilidad}$$

A continuación, pasamos a calcular el valor del impacto sobre la productividad (IP), con la ecuación 10.3:

$$IP = \sum_{i=1}^{n} -RI_i \times \left[\left(\frac{EC \times VA,PPA_{US,h}}{VA,PPA_{i,h}} \right) - 1 \right]$$

Donde EC es un factor de corrección para la economía de Estados Unidos, adimensional, que toma un valor de 1.75 (Weidema, B. P., 2016). Este factor expresa que dicha economía, en ausencia de externalidades (insuficientes niveles de educación y salud, barreras al comercio, desempleo) produciría un valor añadido que se estima en un 75% superior al actualmente registrado. $VA,PPP_{US,h}$ es el valor añadido promedio en Estados Unidos, por hora de trabajo, expresado en Euros ajustados por PPP. Este parámetro toma un valor de 26.69 $Euros_{2011}$/hora. El cálculo de IP es por consiguiente:

$$IP = 107,89 \times \left[\left(\frac{1,75 \times 26,69}{19,64} \right) - 1 \right] = 148,71 \text{ millones de } Euros_{2011} \text{ ajustados por PPA y ponderados por utilidad}$$

El valor de la huella social (HS) para esta hipotética actividad es finalmente calculada mediante la ecuación 10.1:

HS = IP + RI

Por tanto:

HS = 148,71 – 107,89 = 40,82 millones de $Euros_{2011}$ ajustados por PPA y ponderados por utilidad

En este ejemplo hemos realizado algunas simplificaciones. En realidad, las ecuaciones 10.2 y 10.3 muestran un sumatorio, ya que en un estudio de huella social, tanto RI como IP resultan de la suma de las RI y IP de todas las actividades económicas implicadas. Sin embargo, en este ejemplo únicamente evaluamos una actividad de forma aislada, por lo que no se realiza un sumatorio. Otra simplificación en este ejemplo resulta del hecho de que hemos tomado un único valor para $VA,PPA_{i,h}$, es decir, para el salario/hora de la actividad analizada. En realidad, y tal como se mostró en la Tabla 10.20, Exiobase contiene información sobre la estructura de salarios de cada sector económico, dividida en tres niveles salariales: bajo, medio y alto. En el estudio hemos tomado en cuenta esta estructura para cada actividad productiva, de forma que se emplea un valor ponderado en función del número de horas de empleo asociadas a cada sector productivo en cada uno de estos tres niveles salariales, mientras que para el ejemplo hemos tomado un único valor.